

EESTI MAAÜLIKOOL

Põllumajandus- ja keskkonnainstituut



Anne-Mai Pall

**SENTINEL-3/OLCI - KAUGSEIRE TUGI FÜTOPLANKTONI  
NÄITAJATE JAOKS EL VEEPOLIITIKA  
RAAMDIREKTIIVI (2000/60/EÜ) RAKENDAMISEKS**  
SENTINEL-3/OLCI APPLICATIONS FOR EUROPEAN UNION  
WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (2000/60/EC)  
IMPLEMENTATION ON PHYTOPLANKTON PARAMETERS

Magistritöö

Keskkonnakorralduse ja –poliitika õppekava

Juhendaja: Krista Alikas, *Ph.D.* (Tartu Ülikool)

Kersti Kangro, *Ph.D.* (Eesti Maaülikool, Tartu Ülikool)

Tartu 2021

Eesti Maaülikool Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Magistritöö lühikokkuvõte	
Autor: Anne-Mai Pall		Õppekava: Keskkonnakorraldus ja -poliitika	
Pealkiri: Sentinel-3/OLCI - kaugseire tugi fütoplanktoni näitajate jaoks EL veepoliitika raamdirektiivi (2000/60/EÜ) rakendamiseks			
Lehekülgi: 71	Jooniseid: 14	Tabeleid: 6	Lisasid: 14
Osakond / Õppetool: Põllumajandus- ja keskkonnainstituut ETIS-e teadusvaldkond ja CERC S-i kood: Kaugseire, T181 Juhendaja(d): Krista Alikas, Kersti Kangro Kaitsmiskoht ja -aasta: Tartu, 2021			
<p>Euroopa Parlamendi ja Nõukogu veepoliitika raamdirektiiv 2000/60/EÜ kehtestas kõigile Euroopa Liidu liikmesriikidele ülesande viia kõigi üle 50 ha veepeegli veekogude kvaliteet vähemalt tasemeni „hea“ aastaks 2015, tähtaega pikendati hiljem aastani 2027. Veekogude ökoloogilise seisundi hindamiseks seiratakse VRD raames muuhulgas fütoplanktoni kvaliteedinäitajaid (fütoplanktoni biomass, klorofüll <math>\alpha</math> kontsentratsioon ja sinivetikate osakaal fütoplanktonis).</p> <p>Käesolevas magistritöös uuriti Sentinel-3/OLCI võimalikke kasutusviise veepoliitika raamdirektiivi (2000/60/EÜ) rakendamiseks fütoplanktoni kvaliteedinäitajate seires. Magistritöö eesmärk oli hinnata OLCI ja <i>in situ</i> mõõtmiste tulemuste vastavust, sinivetikate ja veeõitsengute parameetreid Peipsi järves 2019. aastal ja kaugseire kasutamise potentsiaali veekogu kvaliteediklassi määramisel.</p> <p>Töös kasutati Peipsi järve pikaajalisi seireandmeid aastatest 1983 – 2020 (saadud Limnoloogiakeskuse andmebaasist), Peipsi järve hüdrobioloogilise seire andmeid aastatest 2016 – 2020 (saadud Keskkonnaagentuuri KESE andmebaasist) ja Sentinel-3/OLCI andmeid aastatest 2016 – 2020 (saadud Maa-ameti geoportaalist ESTHub). OLCI andmetest leiti fütoplanktoni kvaliteedinäitajate väärtused kasutades MCI (<i>Maximum Chlorophyll Index</i>) algoritmi. Andmete valideerimiseks võrreldi neid sama päeva <i>in situ</i> tulemustega seirepunktidest aastatel 2016 – 2020. Veeõitsengud OLCI andmetes määrati kolmel meetodil (kahel meetodil klorofüll <math>\alpha</math> mediaani alusel erinevatest ajavahemikest ja</p>			

sinivetikate protsendi meetodil). OLCI 15 päeva keskmistatud andmete põhjal koostati klorofüll  $\alpha$  ja sinivetikate protsendi 2019. aasta dünaamika kaardid, 2019. aasta keskmiste väärtuste kaardid ja järve ökoloogiliste kvaliteediklasside kaardid hetkel kehtivate ja välja pakutud uute klassipiiride alusel.

Käesoleva töö tulemused näitavad, et kaugseire meetoditel saadud andmed ja ökoloogilise kvaliteediklassi hinnangud on vastavuses *in situ* tulemuste ja nendel põhinevate hinnangutega. Veeõitsengute parameetrite hindamiseks sobivad paremini klorofüll  $\alpha$  pikaajalistel mediaanidel põhinevad meetodid. OLCI andmed sobivad hästi täiendama fütoplanktoni *in situ* seiret ja aitavad saavutada VRD eesmärke.

Märksõnad: kaugseire, Sentinel-3/OLCI, EL veepoliitika raamdirektiivi (2000/60/EÜ), klorofüll  $\alpha$

Estonian University of Life Sciences Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Abstract of Master's Thesis	
Author: Anne-Mai Pall		Curriculum: Environmental management and policy	
Title: Sentinel-3/OLCI applications for European Union Water Framework Directive (2000/60/EC) implementation on phytoplankton parameters			
Pages: 71	Figures: 14	Tables: 6	Appendixes: 14
Department / Chair: Institute of Agricultural and Environmental Sciences Field of research and (CERC S) code: Remote sensing, T181 Supervisors: Krista Alikas, Kersti Kangro Place and date: Tartu, 2021			
<p>The European Parliament and Union Water Framework Directive 2000/60/EC (WFD) established that all bodies of water with surface area greater than 50 ha in the European Union member states must achieve at least „good“ ecological status by the year 2015, which was extended to 2027. In scope of WFD many water quality indicators are monitored, including phytoplankton quality elements (phytoplankton total biomass, chlorophyll <math>\alpha</math> concentration and percentage of cyanobacteria of the phytoplankton biomass).</p> <p>This thesis explores the potential applications of Sentinel-3/OLCI instrument for water quality monitoring in scope of Water Framework Directive (2000/60/EC) application. The purpose of the thesis was to evaluate the correspondence of phytoplankton monitoring results from OLCI and <i>in situ</i> methods, cyanobacteria and algae bloom parameters in Lake Peipsi on year 2019 and the potential of remote sensing methods for determining the ecological quality class of the lake.</p> <p>Long term monitoring data was used for Lake Peipsi from 1983 to 2020 (the Center of Limnology's database), data from Lake Peipsi hydrobiological monitoring reports from 2016 to 2020 (from the Environmental Agency's database KESE) and Sentinel-3/OLCI data from 2016 to 2020 (Land Board satellite database ESTHub). Values for phytoplankton quality indicators were calculated from OLCI data using MCI (Maximum</p>			

Chlorophyll Index) algorithm. For validation the data was compared with same day *in situ* measurements from the relevant monitoring sites on years 2016 – 2020. Three methods were used for determining algae blooms in the OLCI data – two methods based on chlorophyll  $\alpha$  long term median values using different timeframes and one method based on cyanobacteria percentage of the total phytoplankton biomass. 15 day rolling averages were used to compile maps to visualize the dynamics of chlorophyll  $\alpha$  and cyanobacteria % in 2019. In addition, maps for average values for both parameters and showing phytoplankton ecological quality classification were produced for the year 2019. Ecological quality maps were compiled based on the limit values currently in effect as well as proposed new limit.

The thesis concluded that phytoplankton parameters and ecological quality classification were in accordance with *in situ* results and the quality evaluation based on them. Methods based on long time mean chlorophyll  $\alpha$  values were more suitable for determining the extent of algae blooms. OLCI data is a good addition to information gathered from *in situ* measurements and using remote sensing methods can improve the quality of phytoplankton monitoring, as well as help reaching the goals of WFD.

Keywords: remote sensing, Sentinel-3/OLCI, EU water framework directive (2000/60/EC), chlorophyll  $\alpha$

# SISUKORD

SISSEJUHATUS .....	8
1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE.....	10
1.1. Kaugseire olemus.....	10
1.1.1. Veekogude kaugseire .....	10
1.1.2 Piirangud kaugseire kasutamisel .....	12
1.1.3 Sentinel-3 ja OLCI .....	13
1.2. Fütoplankton ja sinivetikad.....	14
1.2.1. Veeõitsengute defineerimine.....	15
1.2.2. Maksimaalse klorofüll <i>α</i> indeksi (MCI) algoritm .....	16
1.3. Kaugseire kasutamise võimalused veekogude seire täiendamiseks.....	16
1.3.1 Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiiv (2000/60/EÜ).....	17
1.3.2 Veemajanduskava 2021 – 2027.....	18
2. MATERJALID JA MEETODID.....	20
2.1. Uuritava ala kirjeldus – Peipsi järv .....	20
2.2. <i>In situ</i> mõõtmiste ja meetoodika.....	22
2.2.1. Fütoplanktoni ja sinivetikate biomass .....	23
2.2.2. Klorofüll <i>α</i> kontsentratsioon .....	23
2.3. Satelliidiandmete töötlus.....	24
2.3.1. Sentinel-3 andmete kogumine .....	24
2.3.2. Andmetöötlus .....	24
3.3. Veeõitsengute hindamine.....	25
3. TULEMUSED .....	28
3.1. Fütoplanktoni näitajate valideerimine.....	28
3.2. MCI ja fütoplanktoni parameetrid OLCI andmete põhjal.....	31
3.3. Vetikaõitsengute hindamine.....	34
3.3.1. Juuni–september mediaan, klorofüll <i>α</i> väärtus 5 % üle mediaani.....	35
3.3.2. Juuli–september mediaan, klorofüll <i>α</i> väärtus 5 % üle mediaani.....	36
3.3.3. Sinivetikate osakaal fütoplanktoni biomassist .....	36
3.4. Õitsengute tuvastamise meetoodika võrdlus .....	37
3.4. Õitsengute dünaamika.....	39
3.5. Kvaliteediklasside hindamine Sentinel-3 andmete järgi.....	42
4. ARUTELU .....	44

4.1. Tulemuste võrdlus.....	44
4.1.1. Peipsi järve 2019. aasta ökoloogilise seisundi hinnang .....	44
4.1.2. Õitsengute dünaamika ja järve ökoloogilise kvaliteediklassi hindamine Sentinel-3 andmete järgi.....	45
4.2. Sentinel-3/OLCI vs. <i>in situ</i> meetoodika hinnang .....	46
4.3. Kaugseire probleemid .....	47
4.4. Lisandväärtus VRD.....	48
KOKKUVÕTE .....	51
SUMMARY .....	53
Kasutatud kirjandus .....	55
Lisad .....	61

## SISSEJUHATUS

Käesoleva magistritöö eesmärk on hinnata, kuidas kaugseire meetodite kasutamine saab toetada fütoplanktoni näitajate seiret Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi (VRD) (2000/60/EÜ) rakendamiseks ja eesmärkide saavutamiseks.

Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ kehtestas kõigile Euroopa Liidu liikmesriikidele ülesande viia üle 50 ha veepeegli veekogude kvaliteet vähemalt tasemeni „hea“ aastaks 2015. VRD eesmärkide saavutamise aluseks oli liikmesriikides veemajanduskavade koostamine iga vesikonna kohta ja valgalapõhiste veemajanduse printsiipide jälgimine. Veekogude ökoloogilise seisundi hindamiseks seiratakse VRD raames mitmeid bioloogilisi, füüsikalisi-keemilisi ja hüdro-morfoloogilisi parameetreid, sealhulgas ka fütoplanktoni näitajaid nagu fütoplanktoni biomass, klorofüll  $\alpha$  kontsentratsioon ja sinivetikate osakaal fütoplanktonist.

Veeõitsengud võivad kahjustada nii keskkonda kui inimeste tervist. Õitsenguid soodustavateks teguriteks veekogudes on kõrge temperatuur ja toitainete kontsentratsiooni kasv. Õitsengute sageduse ja intensiivsuse kasv on üks kindlamaid kliimamuutuse tunnuseid. Õitsengute kahjuliku mõju tõttu on veekogu ökoloogilise seisundi hindamisel oluline lisaks tavapärase veekogude seires kasutatavatele fütoplanktoni kvaliteedinäitajatele jälgida ka vetikaõitsengute kestust, sagedust, ulatust ja intensiivsust. Kaugseire meetodite kasutamine võimaldab lihtsamalt jälgida veeõitsengute ajalist ja ruumilist dünaamikat, kuna korraga on võimalik andmeid saada samaaegselt kogu järve ulatuses.

Käesolevas töös kasutati Euroopa Kosmoseagentuuri Copernicus programmi alla kuuluva Sentinel-3 missiooni satelliitide Sentinel-3A ja Sentinel-3B andmeid. 2016. aastal orbiidile saadetud Sentineli missiooni peamiseks eesmärgideks on maailmamere topograafia, mere- ja maismaa pinnatemperatuuri ning värvuse kõrge täpsusega mõõtmine. Sentinel-3 missioonil kogutud andmeid kasutatakse kliimamuutuste mõju jälgimiseks ja keskkonnaseire ning ilmaennustuste täpsuse parandamiseks. Veekogude uurimiseks on pardal olevatest instrumentidest kõige olulisem OLCI (Ocean and Land Colour Instrument)



radiomeeter. Eesti laiuskraadidelt lendab Sentinel-3 üle kord päevas vahemikus 11:00 – 12:00 kohaliku aja järgi.

Magistritöö eesmärgist lähtuvalt püstitati järgmised uurimisküsimused:

1. Kui hästi on vastavuses kaugseire meetoditega saadud ja *in situ* mõõtmiste tulemused?
2. Millised olid fütoplanktoni parameetrid Peipsi järves aastal 2019:
  - 2.1. Klorofüll  $\alpha$  kontsentratsioon
  - 2.2. Sinivetikate osakaal fütoplanktoni biomassist
  - 2.3. Õitsenguid iseloomustavad näitajad
    - 2.3.1. Kestus
    - 2.3.2. Intensiivsus
    - 2.3.3. Ulatus ja ruumiline muutlikkus
3. Milline on kaugseire andmete lisaväärtus fütoplanktoni parameetrite kaardistamiseks VRD jaoks?

Töö teoreetilises osas antakse ülevaade kaugseirest ja selle kasutamise võimalustest veekogude seireks, kirjeldatakse Sentinel-3 satelliidi ja OLCI instrumendi võimekust ning algoritme, mille abil seireandmetest leida fütoplanktoni parameetreid. Lisaks antakse ülevaade sinivetikate poolt põhjustatud õitsengute mõjudest, kirjeldatakse uuritavat ala (Peipsi järve) ja vegetatsiooniperioodil kord kuus toimuvaid punktmõõtmisi. Praktilises osas leitakse Sentinel-3 OLCI andmetest fütoplanktoni parameetrid (klorofüll  $\alpha$ , fütoplanktoni biomass, sinivetikate biomass ja nende osakaal kogu fütoplanktonist) ja kõrvutatakse need koht mõõtmistega (*in situ* andmetega). Kasutatavad andmed on pärit ajavahemikust 2016. aprill – 2020. oktoober. Lähemalt vaadeldakse Sentinel-3 andmete alusel 2019. aasta vetikaõitsenguid ja nende aegruumilist dünaamikat Peipsi järves. Klorofüll  $\alpha$  väärtuste järgi õitsengute defineerimiseks leitakse pikaajalised klorofüll  $\alpha$  mediaanväärtused 1983. – 2020. aastate seiretulemusi kasutades Peipsi, Lämmijärve ja Pihkva järve kohta.

Töö autor tänab juhendajaid Krista Alikat ja Kersti Kangrot juhendamise, heade nõuannete ja sujuva koostöö eest ning EMÜ Põllumajandus- ja keskkonnainstituudi Limnoloogiakeskust iga-aastaste Peipsi järve hüdrobioloogilise seire andmete eest. Samuti soovib autor tänada Maa-ametit ESTHub'i satelliidiandmete kättesaadavuse ja töötluskeskkonna kasutamise eest.

# 1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE

## 1.1. Kaugseire olemus

Kaugseire on uurimismeetod, mille käigus saadakse objektide kohta infot mittekontaktsete meetoditega peamiselt elektromagnetkiirguse abil. Andmeid kogutakse enamasti lennukitelt või satelliitidelt läbi viidud mõõtmiste kaudu. Kaugseire jaoks on vajalik uuritavat objekti valgustava energiaallika olemasolu ning kasutatava energiaallika järgi on võimalik eristada passiivset ja aktiivset kaugseiret. Passiivses kaugseires on kiirgusallikaks enamasti Päike, aktiivses kaugseires aga kasutatakse sensoreid, mis on võimelised ise väljastama mingit liiki energiat ning seda uuritava objekti poole suunama.

### 1.1.1. Veekogude kaugseire

Veekogude kaugseire sai alguse 1970. aastatel, kui orbiidile saadeti Landsati programmi kuuluvad satelliidid. Esialgu hinnati saadud andmete põhjal veekogude pinnalt peegeldunud spektraalseid ja termilisi erinevusi. 1974. aastal töötati välja ka meetodid veekogudes lahustunud aine hinnanguks (Ritchie jt. 1974). Esimene maailmamere kaugseireks mõeldud instrument oli *Coastal Zone Colour Scanner* (CZCS) radiomeeter, mis saadeti orbiidile koos Nimbus 7 satelliidiga 24. oktoobril 1978. CZCS mõõtis ookeani pinnalt peegeldunud päikesekiirgust kuues lainepikkuse vahemikus ning saadud andmed võimaldasid hinnata maailmamere klorofüllis kontsentratsiooni, soolsust, lahustunud aine jaotust ning veetemperatuuri. CZCS, mille tööajaks oli planeeritud ainult aasta, lõpetas tegevuse 1986. aasta juunis (NASA 2021). Võrreldes maapinna ja maailmamere kaugseirega on siseveekogude seire arenenud aeglasemalt, kuid kaasaegsed kõrgema lahutusvõimega sensorid võimaldavad ka siseveekogude seires üha rohkem ja usaldusväärsemalt kaugseire vahendeid kasutada (Topp jt. 2020).

Optilist kaugseiret on võimalik kasutada mitmete veekogu parameetrite uurimiseks ja hinnanguks. Üks kaugseire olulisemaid rakendusi on selle kasutamine veekogude ökoloogilise seisundi hindamiseks (Papathanaopoulou jt. 2019). Seireandmete järgi on

võimalik hinnata näiteks klorofüllü sisaldust veekogudes, tuvastada veeõitsenguid, nende ulatust ja kestust ning hinnata orgaanilise ja anorgaanilise hõljumi sisaldust. Lisaks on võimalik kaugseire metoodikaga uurida veetemperatuuri anomaaliaid ja kaldataimestiku koosseisu (IOCCG 2018).

Veekogude passiivses kaugseires mõõdetakse veekogu pinnalt peegeldunud päikesekiirguse omadusi ning kasutatav spektriosa jääb nähtava kiirguse vahemikku (390 – 740 nm). See võimaldab veekogudes seirata optiliselt aktiivseid ained (klorofüll  $\alpha$ , hõljum ja lahustunud orgaaniline aine e. kollane aine), mis hajutavad ja neelavad kiirgust selles lainealas. Nähtava kiirguse pikemalaineline ja lähisinfrapunane osa neelduvad puhtas vees tugevasti, kuid kui veekogu pinnakihis leidub hõljumit, tõuseb ka veesambast tagasipeegeldunud kiirgus pikematel lainepikkustel (IOCCG 2018). Veest lahkuva kiirguse iseloom sõltub ka veekogu sügavusest. Madalates veekogudes mõjutab peegeldunud spektrit lisaks veekogu põhja koostis ja taimestik, mistõttu võib madalaid, kuid puhtaid veekogusid segi ajada hõljumit sisaldavate ja klorofüll  $\alpha$  rikaste veekogudega (Moore 1980, Reicstetter jt. 2015).

Optiliste parameetrite järgi on veekogud jagatud kahte klassi, mille eesmärk on lihtsustada algoritmide loomist erinevat tüüpi veekogumitele – Case I ja Case II (Morel ja Prieur 1977). Looduses ei eksisteeri kummagi tüübi alla kuuluvaid ideaalveekogusid ning veekogude tüübi määramiseks ei ole välja kujunenud kindlaid piirväärtusi. Üldkasutatava jaotuse järgi mõjutavad Case I tüüpi veekogude optilisi omadusi fütoplankton ja selle elutegevuse tagajärjel tekkinud laguproduktid. Case I veekogusid iseloomustab puhas vesi, mis lähisinfrapuna lainealas näib mustana. Selle tõttu on ka vastava tüübi veekogude atmosfäärikorrektsioon suhteliselt lihtne (Mobley jt. 2004; Morel ja Prieur 1977). Case II tüübi alla kuuluvad aga veekogud, milles leidub rohkem heljumit ning fütoplanktoni ja lahustunud orgaanilise aine sisaldused ei ole teineteisest sõltuvad (Mobley jt. 2004). Kolme optiliselt aktiivse aine samaaegne ja teineteisest sõltumatu esinemine veesambas raskendab nende eristamist, kuna nende ainete neeldumis- ja hajumiskiirkonnad kattuvad (Mobley jt. 2004). Lisaks hõljumi olemasolule, võib veest tagasipeegeldunud kiirgus olla tugevam pikemalainelises ja lähisinfrapunases spektriosas, mis muudab atmosfäärikorrektsiooni keerulisemaks (Morel ja Prieur 1977). Kuna Case II alla kuuluvate veekogude omavahelised variatsioonid on samuti väga suured, on selle tüübi alla kuuluvate veekogude parameetrite hindamine keerulisem kui Case I puhul (Mobley jt. 2004). Eesti järved kuuluvad enamjaolt Case II klassi (Ansper ja Alikas 2019). Suure klasssisese varieeruvuse tõttu on välja töötatud

ka teisi veekogude optilise klassifitseerimise süsteeme optiliselt aktiivsete ainete sisalduse järgi (Spyrakos jt. 2018, Uudeberg jt. 2020).

### **1.1.2 Piirangud kaugseire kasutamisel**

Passive kaugseire puhul on põhiliseks takistuseks andmete saamisel ilmastik, täpsemalt pilvkate. Eesti laiuskraadidel on pilvkatteta päevi vähe ja päike asub aastaringselt suhteliselt madalal, mis mõjutab kaugseire tulemusi. Lisaks avaldab kaugseirele mõju atmosfäär ja selles leiduvad osakesed nagu näiteks veeaur, suits ja tahm, mis põhjustavad kiirguse hajumist ja neeldumist. Hajumisel põhjustavad atmosfääris leiduvad osakesed või suured gaasimolekulid elektromagnetkiirguse levikusuuna muutuse (IOCCG 2018). Mitteselektiivne hajumine ja hajutab kõiki lainepikkusi samaväärselt. Kiirgusenergia neeldumine toimub atmosfääris põhiliselt hapniku, süsihappegaasi ja veeauru molekulides (IOCCG 2018). Atmosfääri mõju kompenseerimiseks tuleb kõigil satelliitpiltidel rakendada atmosfäärikorrektsiooni. Veest lähtuv signaal on aga võrreldes maismaaga väike, seda eriti tumedate veekogude puhul, mistõttu nende atmosfäärikorrektsioon keerulisem (IOCCG 2018).

Veekogude kaugseire muudab keerulisemaks veekogu pinna topograafia pidev muutumine lainetuse, tuule ja ujuvate objektide mõjul, mille tulemusena võivad tekkida probleemid peegeldumisega ning peegeldunud spektri värvuse ja heleduse täpse määramisega (IOCCG 2018). Satelliitide ruumiline, spektraalne ja radiomeetriline lahutusvõime on väga tähtsad, kuna veekogudes toimuvad protsessid on ajaliselt kiiresti muutuvad ja võivad vee liikumise tõttu olla ajaliselt ja ruumiliselt raskesti fikseeritavad.

Veekogude kaugseires tuleb arvestada ka naabrusefektiga – see tähendab, et veekogu kaldale lähemal asuvate pikslite spektris on osa signaalist pärit hoopis maapinnalt (IOCCG 2018). Kui ookeanides ja suurtes meredes ei ole naabrusefekt kuigi tähtis, kuna maismaa on kaugel, siis rannikumerede ja järvede uurimisel tuleb seda arvesse võtta. Eesti siseveekogud ja lähed on suhteliselt väikesed, sellepärast on ka naabrusefekti mõju tugev.

Rannikumere ja järvede puhul mõjutab kaldalähedaste pikslite spektrit ka madala vee tõttu veekogu põhjast salvestatud signaal (Reinart ja Kutser 2006). Madalate veekogude spekter on sarnane suure heljumisisaldusega veekogudega, mistõttu ei ole neid alati ainult satelliidipildi põhjal võimalik eristada. Veeõitsengud, madal vesi ning põhja- ja

kaldataimestiku suur osakaal muudavad veekogu spektri väga sarnaseks maismaa heledusspektriga (Verpoorter jt. 2012). Eesti veekogud sisaldavad enamasti palju orgaanilist ainet, mis tähendab, et veekogus neeldub palju valgust ja nende uurimine optilise kaugseire meetoditega on raskendatud. Erijuht on veel tumedaveelised ja lahustunud orgaanilise aine kõrge kontsentratsiooniga rabajärved, kus neeldub enamik spektri nähtava osa valgusest (400 – 700 nm). Kaugseire meetoditega on võimalik tuvastada nendest järvedest kiirgusmaksimume lainepikkustel 710 nm ja 810 nm (Kutser jt. 2016).

### 1.1.3 Sentinel-3 ja OLCI

Sentinel-3 missiooni satelliidid kuuluvad Euroopa Kosmoseagentuuri Copernicus programmi alla. Sentinel-3 missiooni peamised eesmärgid on mõõta maailmamere topograafiat, mere- ja maismaa pinnatemperatuuri ning värvust kõrge täpsusega. Lisaks annavad Sentinel-3 andmed ülevaate jääoludest ning atmosfäärist. Sentinel-3 missioonil kogutud andmed aitavad parandada keskkonnaseire ning ilmaennustuste täpsust ja jälgida kliimamuutuste mõju (EUMETSAT 2018). Sentinel-3 missioon koosneb hetkel kahest satelliidist – Sentinel-3A ja Sentinel-3B. Esimene neist saadeti orbiidile 2016. aasta veebruaris ning teine 2018. aasta aprillis. Lisaks on plaanis orbiidile saata veel kaks sama perekonna satelliiti (Sentinel-3C ja Sentinel-3D). Sentinel-3 satelliitide planeeritud tööiga on seitse aastat (ESA 2020).

Olulisemad Sentinel-3 pardal olevad instrumendid on OLCI (*Ocean and Land Colour Instrument*), SLSTR (*Sea and Land Surface Temperature Radiometer*), SRAL (*SAR Radar Altimeter*), MWR (*MicroWave Radiometer*) ja POD (*Precise Orbit Determination*). OLCI spektromeeter kasutab viit kaamerat ning on võimeline salvestama spektreid vahemikus 400 – 1020 nm. Instrumendil on 21 spektraalkanalit nähtavast valgusest infrapunaseni (EUMETSAT 2018). OLCI ülesehitus põhineb Envisat'i MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer) instrumendi disainil. Mõlemal satelliidil on kõrge resolutsioon (kuni 300 m), kuid MERIS-est eristab OLCI-t suurem tuvastatav spektrivahemik, parem signaali-müra suhe ning suurem maapinna katvus, mis annab võimaluse jätkata veekvaliteedi näitajate seiret siseveekogudes (EUMETSAT 2018). Kahe satelliidi koostöö tulemusel on võimalik meie laiuskraadidel saada OLCI andmeid küllaltki väikese ajasammuga – kuni üks kord päevas.

## 1.2. Fütoplankton ja sinivetikad

Fütoplankton koosneb vees vabalt hõljuvatest mikroskoopilistest taimsetest organismidest, mida leidub kõige rohkem veekogude eufotilises kihis. Pinnalähedases kihis on vetikatel head tingimused fotosünteesi toimumiseks, kuna sinna jõuab rohkem päikesevalgust (Tomkins jt. 2020). Fütoplankterid on fotosünteesivad organismid ja veekogudes orgaanilise aine esmatootjad. Arvuliselt kõige suuremad fütoplanktoni rühmad on sinivetikad, ränivetikad ja vaguviburvetikad. Neist kõige arvukam rühm on tsüanobakterid ehk sinivetikad.

Fütoplankton, hõljum ja lahustunud kollane aine kuuluvad veekogu optiliselt aktiivsete ainete hulka. Lisaks vee molekulidele toimub valguse neeldumine ja hajumine ka optiliselt aktiivsetelt ainetelt, mistõttu mõjutavad need märgatavalt vee optilisi omadusi (Mascarenhas 2018). Valguse neeldumine toimub fütoplanktonis tänu erinevate pigmentide sisaldusele, olulisemad neis on klorofüllid ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ ) ja karotenoidid. Klorofüll  $\alpha$  ja klorofüll  $\beta$  pigmentide neeldumisspektrite maksimumid on küll erinevad – klorofüll  $\alpha$  neeldumismaksimumid on 440 nm ja 675 nm juures, klorofüll  $\beta$  aga 460 nm ja 640 nm – kuid ühise tunnusena peegeldavad mõlemad kõige rohkem roheline valguse spektrivahemikus (Morel ja Prieur 1977, Milne jt. 2015). Sinivetiatega rakkudes leidub kõige rohkem klorofüll  $\alpha$ , täiendpigmentidena leidub ka fikotsüaniini, mistõttu sinivetikad neelavad valgust kõige rohkem 620 nm lainel (Govindjee 2011, Yacobi jt. 2015). Kõrge klorofüll  $\alpha$  sisalduse korral peegeldub veekogus valgust rohelises spektrivahemikus, selle tulemusena näib vesi suure fütoplanktoni kontsentratsiooni korral roheline (Morel ja Prieur 1977, Huisman jt. 2018).

Tsüanobakterid ehk sinivetikad on Maal elanud ligi 3.5 miljardit aastat, kuuludes seega vanimate organismide hulka, kelle elutegevusest on Maal jälgi leitud (Paerl jt. 2012, Huisman jt. 2018). Sinivetikad on hästi kohastunud erinevate keskkonnatingimustega ja suudavad ühtviisi edukalt ellu jääda toitainetevaeses ja väga toitainerikkas keskkonnas. Toitainete kontsentratsiooni suurenemine veekogudes on ka üks inimtegevuse kõrvaltoimeid, mida sinivetikad on suutnud edukalt ära kasutada. Lisaks sellele soodustab veeõitsenguid veekogude kõrge temperatuur (Huisman jt. 2018). Sinivetikate domineerimist madalates eutroofsetes järvedes peetakse üheks järve tasakaaluseisundiks, kusjuures veetemperatuur toimib lülitina kahe stabiilse seisundi vahel – madal sinivetikate protsent fütoplanktoni iomassists, kus õitsenguid ei toimu ning kõrge sinivetikate protsent (üle 30%),

mille korral toimuvad vetikaõitsengud (Nõges 2020). Õitsengute sageduse ja kestuse kasv üle maailma on üks kindlamaid ja murettekitavamaid märke kliimamuutustest (Paerl jt. 2012).

Veeõitsengud võivad kahjustada nii keskkonda kui ka inimeste tervist – tsüanobakterite õitsengute tõttu väheneb vee läbipaistvus, mis takistab makrofüütide elutegevust ja kahjustab seeläbi kalade ja selgroogsete elupaikade kvaliteeti. Samuti väheneb teiste fütoplankterite hulk ning õitsengu tulemusena toodavad nad rohkem mürgiseid sekundaarseid metaboliite, mis kokkupuutel põhjustavad imetajatel, kaasa arvatud inimestel akuutset mürgistust (Paerl jt. 2012). Tsüanotoksiinide grupeerimiseks on mitmeid võimalusi, näiteks nende toimetemehhansimi (hepato-, neuro-, tsüto- ja dermatotoksiinid) või keemilise struktuuri järgi (alkaloidid, lipopolüsafariidid, tsüklilised peptiidid) (Loos jt. 2017). Bakterite toimel lagunev orgaanika võib kaasa tuua hapniku vähenemist veekogus, mis viib kalade hukkumiseni (Paerl jt. 2012).

### **1.2.1. Veeõitsengute defineerimine**

Maailma Terviseorganisatsiooni (WHO) juhiste kohaselt avaldub sinivetikate kahjulik mõju elusorganismidele, kui nende kontsentratsioon ületab 20 000 rakku milliliitri kohta. Veekogudes, kus domineerivaks vetikaliigiks on sinivetikad, vastab see 10 µg/L klorofüll  $\alpha$  kontsentratsioonile (WHO 2003). Keskkonnaministeeriumi poolt määratud hetkel kehtivate Peipsi järve ökoloogiliste seisundiklasside piiride järgi vastab klorofüll  $\alpha$  üle 10 µg/L väärtustel Peipsi Suurjärve seisund klassile „kesine“ ning Lämmijärve ja Pihkva järve seisund klassile „hea“ (Keskkonnaministeerium 2020:2). P. Nõgese poolt 2020. aastal avaldatud uuringus Peipsi järve füüsikalise-keemilise ja fütoplanktoni kvaliteedinäitajate klassipiiride täpsustamiseks soovitatakse tõsta klorofüll  $\alpha$  näitaja hea/kesise piirväärtust Peipsi järves väärtuseni 12 µg/L ning Lämmijärves ja Pihkva järves 23 µg/L-ni (Nõges 2020).

Vetikaõitsengute tuvastamine veeproovi kvaliteedinäitajate alusel on keeruline – punktmõõtmisel saadud tulemus ei anna infot õitsengu ulatuse kohta ega pruugi anda head ülevaadet selle intensiivsusest veekogu ulatuses. Samuti ei ole väikese sagedusega seire puhul kindel, et proovivõtu aeg langeb kokku õitsengute intensiivsuse tipuga, mis omakorda võib leida aset erineval ajal õitsengu maksimaalse leviku ajast. Satelliidipildid võimaldavad

jälgida tervet veekogu korraga ja lühemate pausidega seireaegade vahel, andes seega õitsengu levikust, intensiivsusest ja kestusest kõige parema ülevaate.

### 1.2.2. Maksimaalse klorofüllü indeks (MCI) algoritm

Sentinel-3 OLCI instrumendi eelkäija MERIS oli hästi kasutatav optiliselt keerukate vete uurimiseks ning selle tarbeks välja töötatud algoritme on võimalik kasutada ka OLCI andmetöötluseks. MERIS-e algoritmid annavad usaldusväärseid tulemusi Case II tüüpi veekogude jaoks (Alikas jt. 2010).

Veekogu ökoloogilise seisundi hindamisel on kõige olulisemad fütoplanktoni kvaliteedinäitajad klorofüll  $a$ , fütoplanktoni biomass ja sinivetikate osakaal fütoplanktoni biomassist. Klorofüll  $a$  kontsentratsioon ja fütoplanktoni biomass on ka omavahel tugevas seoses (Nõges 2020). Fütoplanktonit iseloomustavaid parameetreid on võimalik leida kasutades MERIS-e maksimaalse klorofüllü indeks (MCI – *Maximum Chlorophyll Index*) algoritmi. MCI leidmiseks arvutatakse kiirgus 709 nm juures üle lineaarse baasjoone lainepikkustel 681 nm ja 753 nm (Gower jt. 2008). 709 nm spektripiirkonda jäävad ka klorofüll  $a$  neeldumismaksimum (675 nm), kiirgusmaksimum (683 nm) ja peamine peegeldusmaksimum vetikarohketes veekogudes (690 – 700 nm) (Alikas jt. 2010).

MCI leidmiseks kasutatav algoritm on:

$$MCI = L_{709} - L_{681} - 0.389(L_{753} - L_{681}), \quad (1)$$

kus  $L_x$  tähistab atmosfääri ülapiiril mõõdetud kirkusi lainepikkustel 709, 753 ja 681 nm ning faktor 0.389 on vastavate lainepikkuste suhe  $(709 - 681)/(753 - 681)$  (Gower jt. 2008).

MCI kaudu on võimalik leida klorofüll  $a$  kontsentratsioon, fütoplanktoni biomass ja tsüanobakterite biomass ning osakaal fütoplanktonist. Selle jaoks vajalikud algoritmid on välja toodud tabelis L1 (Alikas jt. 2010).

### 1.3. Kaugseire kasutamise võimalused veekogude seire täiendamiseks

Euroopa Kosmoseagentuuri satelliitidelt saadud andmeid on kasutatud peamiselt teadustöös, kuid kaugseireandmete kasutamine riiklike poliitikate ning arengukavade elluviimiseks ei ole veel kuigi levinud. Riiklikus pinnaveeseire seisuveekogude seirevõrgus on hetkel 87



veekogumit ja 2 veekogu, kus veekogumiks arvamine on kavandatud, neist iga-aastaselt toimub seire Peipsi järvel ja Võrtsjärvel ning 13 väikejärvel (Keskkonnaagentuur 2018). Kaugseire kasutamine võimaldaks kaasata seiresse ka raskesti ligipääsetavaid veekogusid ning saada rohkem ja sagedamini andmeid juba seiratavate veekogude kohta (Papathanaopoulou jt. 2019).

### **1.3.1 Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiiv (2000/60/EÜ)**

Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi eesmärgiks oli kogu Euroopa Liidu veekogude kvaliteedi viimine vähemalt tasemeni “hea” aastaks 2015 (Euroopa Nõukogu 2000). Selle saavutamiseks tekkis vajadus kehtestada ühtne tegevusraamistik veekogude majandamise ja kaitse korraldamiseks ning ühtne veekogude seisundi hindamise süsteem. VRD kehtestatud raamistikule alluvad kõik veealased direktiivid. VRD välja toodud nõuete ja tegevuste rakendamise aluseks kõigis liikmesriikides on veemajanduskavade koostamine iga vesikonna kohta. Samuti peavad liikmesriigid järgima valgalapõhise veemajanduse printsiipe (Euroopa Nõukogu 2000).

Eestis peetakse pinnavee seisundi üle arvestust pinnaveekogumite kaupa, milleks on seisuveekogud veepeegli pindalaga üle 50 ha ja vooluveekogud, mille valgala pindala on suurem kui 10 km<sup>2</sup> (Keskkonnaministeerium 2020:1). Veekogude ökoloogilise seisundi hindamisel lähtutakse Keskkonnaministri määruse 44 „Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ja seisundiklasside hindamise kord“ lisades välja toodud piirväärtustest. Ökoloogilise seisundi hindamisel ja piirväärtuste seadmisel on arvesse võetud veekogu tüüpi ja hinnatava veekogu kõrvalekallet looduslikust seisundist. Fütoplanktoni kvaliteedinäitajate piirväärtused on välja toodud tabelis 1.

VRD raames seiratakse veekogude seisundi kirjeldamiseks mitmeid bioloogilisi, füüsikalisk-keemilisi ja hüdro-morfoloogilisi parameetreid nagu näiteks fütoplanktoni näitajad (biomass, esinevad liigid, klorofüll  $\alpha$  kontsentratsioon jne.), veekogu läbipaistvus, lahustunud toitained (üldfosfor, üldlämmastik) ja veekogu pH. Lisaks on ökosüsteemi seisundi ja ökosüsteemi teenuste hindamise seisukohast olulisel kohal sinivetikate biomassi määramine ning leitakse ka nende osakaal kogu fütoplanktoni biomassist. Samuti on veekogu seisundi hindamisel olulisel kohal vetikaõitsengute sagedus ja intensiivsus (Nõges 2020). Õitsengute kestuse ja

intensiivsuse hindamine on üks olulisemaid kaugseire meetodite rakendusvõimalusi veekogude seires VRD kontekstis (Papathanaopoulou jt. 2019). Kaugseire andmete kasutamine annab võimaluse parandada ka fütoplanktoni biomassi ja klorofüll  $\alpha$  kontsentratsiooni seiret, kuna seeläbi on fütoplanktoni elutegevust võimalik jälgida väiksema ajasammuga ja suuremas mastaabis kui kontaktmõõtmistega.

### **1.3.2 Veemajanduskava 2021 – 2027**

Veemajanduskava koostatakse kuueks aastaks. Eestis kehtivad hetkel perioodiks 2015–2021 koostatud veemajanduskavad ning 2021–2027 perioodiks on veemajanduskavad ette valmistatud. Eesti jõgedest, järvedest ja rannikuveest hinnanguliselt 62% on heas seisundis, põhjavee kohta on vastav protsent 79% (Keskkonnaministeerium 2021). Kuigi esialgselt tähtjaks kõigi veekogude hea seisundi saavutamiseks oli aasta 2015., siis erinevatel põhjustel seda kõigis veekogudes ei saavutatud ning eesmärgi tähtaega pikendati aastani 2021. Põhjendatult pikendati teatud juhtudel eesmärgi saavutamise tähtaega ka aastani 2027. VRD kohaselt ei ole aga rohkem eesmärgi saavutamise tähtaega võimalik pikendada, seega aastaks 2027 peab olema saavutatud kõigi veekogude hea seisund (Keskkonnaministeerium 2021).

Eesti veekogude kvaliteediklasside piirväärtused on välja toodud Keskkonnaministri 16.04.2020. a. määrus nr 19 „Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused“ lisas 5 „Maismaa seisuveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid bioloogiliste, füüsikalise-keemiliste ja hüdro-morfoloogiliste kvaliteedielementide ja kvaliteedinäitajate järgi“. Käesolevas töös analüüsitakse Peipsi järve fütoplanktoni kvaliteedinäitajaid – klorofüll  $\alpha$  kontsentratsioon, fütoplanktoni biomass ja sinivetikate protsent biomassist –, mille kvaliteediklasside piirväärtused on välja toodud alljärgnevas tabelis (Keskkonnaministeerium 2020:2).

**Tabel 1:** Peipsi järve ökoloogiliste seisundiklasside piirid fütoplanktoni kvaliteedielemendi väärtuste järgi. ÖKS – ökoloogiline kvaliteedisuhe (*EQR - Ecological Quality Ratio*); Peipsi s. s. – Peipsi Suurjärv, Peipsi järv kitsamas tähenduses (sensu stricto) (Keskkonnaministeerium 2020:2)

Kvaliteedielement: fütoplankton							
Kvaliteedinäitaja	Järveosa	ÖKS 1-10 vastav väärtus	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
Klorofüll $\alpha$ sisaldus aprill-oktoober ( $\mu\text{g/l}$ )	Peipsi s.s.	2,6 –...	$\leq 3,0$	3,1–8,0	8,1–20,0	20,1–38,0	$>38,0$
	Lämmijärv ja Pihkva järv	5,0 –...	$\leq 6,0$	6,1–13	13,1–37	37,1–75	$>75$
Fütoplanktoni biomass aprill-oktoober ( $\text{mg/l}$ )	Peipsi s.s.	0,9 –...	$\leq 1,0$	1,1–2,6	2,7–9,4	9,5–17,3	$>17,3$
	Lämmijärv ja Pihkva järv	2 –...	$\leq 2,6$	2,7–6,4	6,5–16,1	16,2–37	$>37$
Sinivetikate % biomassist juuli-september	Peipsi s.s.	2,6 –...	$\leq 3,0$	3,1–20,9	21,0–60,9	61,0–82,0	$>82,0$
	Lämmijärv ja Pihkva järv	6 –...	$\leq 7,0$	8–37	38–70	71–90	$>90$

VRD kohaselt on veekogu ökoloogiline seisund defineeritud foontingimuste suhtes ja veekogu ökoloogilise kvaliteedi langemise alla loetakse ainult inimõjust tingitud muutused. Kehtiv veekogude ökoloogilise kvaliteedi hindamiskaala töötati välja 2006. aastal fosforist lähtuval mudelil. Hindamissüsteemi koostamisel võeti aluseks arusaam, et veekogu seisundi halvenemine on toimunud toitainete üleküllusest tingitud eutrofeerumisest, kus peamine survetegur on fosforisisalduse kasv (Nõges 2020). Aja jooksul kogunenud mõõtmistulemustes on ilmnenu vastuolud erinevate näitajate alusel saadud hinnangutes ning Peipsi järve ja sinna voolavate jõgede kvaliteedihinnangutes, mistõttu tekkis vajadus uue analüüsi ja hindamiskriteeriumite ülevaatamise järele. P. Nõgese 2020. aasta aruandes töötati välja fütoplanktoni seisundinäitajatele uued klassipiirid (Tabel 2). Uus hindamiskaala ehitati üles aritmeetilistele keskmistele ja lähtub kõigi kvaliteedinäitajate puhul protsentiiljaotusest, kus mõõtmistulemustest pooled (protsentiilide vahemik 25%...75%) langevad normväärtusele vastavasse klassi 'kesine'. Võrreldes varasemate klassipiiridega lubavad uue hindamiskaala väärtused numbriliselt veidi suuremat hälvimist võrdlustingimustest, kuid ei pehmenda järve ökoloogilisele seisundile seatud nõudmisi (Nõges 2020).

**Tabel 2:** Välja pakutud muudatused Peipsi järve fütoplanktoni kvaliteedielemendi ökoloogiliste seisundiklasside piiride jaoks (Nõges 2020).

Kvaliteedielement: fütoplankton							
Kvaliteedinäitaja	Järveosa	ÖKS 1-10 vastav väärtus	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
Klorofüll $\alpha$ sisaldus aprill– oktoober ( $\mu\text{g/l}$ )	Peipsi s.s.	6,9 –...	$\leq 8$	8–12	12–26	26–37	$>37,0$
	Lämmijärv ja Pihkva järv	9 –...	$\leq 14$	14–23	23–55	55–70	$>70$
Fütoplanktoni biomass aprill– oktoober ( $\text{mg/l}$ )	Peipsi s.s.	1,4 –...	$\leq 1,9$	1,9–3,2	3,2–8,8	8,8–12,4	$>12,4$
	Lämmijärv ja Pihkva järv	3 –...	$\leq 5$	5–7	7–18	18–28	$>28$
Sinivetikate % biomassist juuli– september	Peipsi s.s.	6 –...	$\leq 15$	15 – 30	30–66	66–77	$>77$
	Lämmijärv ja Pihkva järv	24 –...	$\leq 37,0$	37–51	51–77	77–87	$>87$

## 2. MATERJALID JA MEETODID

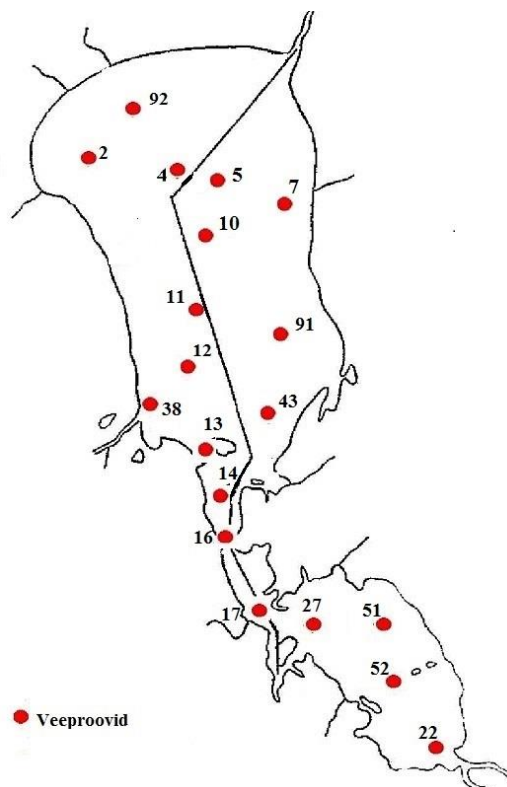
### 2.1. Uuritava ala kirjeldus – Peipsi järv

Peipsi järv on Eesti suurim järv ning Euroopa suurim piiriülene järv. Järv koosneb kolmest osast – Peipsi Suurjärv ( $2611 \text{ km}^2$ ), Lämmijärv ( $236 \text{ km}^2$ ) ja Pihkva järv ( $708 \text{ km}^2$ ), keskmine sügavus on 7.1 m ning maksimaalne sügavus 15.3 m. Järvest 56% kuulub Venemaale ning 44% Eestile. Peipsi järve valgala pindala on  $47\,800 \text{ km}^2$  ning see ulatub kolme riigi territooriumile (Eesti, Läti ja Venemaa). Peipsi järve suubub ligikaudu 240 jõge ja oja, järvest välja voolab ainult üks – Narva jõgi. Vee läbipaistvus Secchi ketta meetodil on 2–3 m. Peipsi järv kuulub ainsa järvena Eestis VRD tüübi VII alla, kuhu liigitatakse kloriidivaesed, kihistumata, keskmise karedusega ja heledaveelised järved, mille veepeegli pindala on suurem kui  $1000 \text{ km}^2$  (Haberman jt. 2008).

Peipsi järv on veekogude majandamise vaates üks keerulisemaid objekte. Suures veekogus toimuvad protsessid on keerulisemad ja nende vastureaktsioon erinevatele

keskkonnamõjudele on võrreldes väiksemate järvedega pika ajalise nihkega. Veekaitsemeetmete rakendamise muudab keerukamaks ka valgala ja akvatooriumi majandamine kolme erinev riigi poolt (Eesti Maaülikool 2019). Keskkonnaseire toimub Eesti poolel 7 igakuises proovipunktis ja 3 lisapunktis mai ja augusti jooksul ning Venemaa poolel 9 punktis (Joonis 1). Seire teeb keeruliseks järve paiknemine Eesti ja Venemaa territooriumil ning Venemaa poolsete andmete raskendatud kättesaadavus (Haberman jt. 2008).

Ökoloogilise seisundi hinnang antakse bioloogiliste, füüsikalise-keemiliste ja hüdro-morfoloogiliste näitajate alusel. Seiret tuleb vastavalt igale parameetrile teostada kindla perioodi jooksul, saadud tulemuste alusel arvutatakse perioodi keskmine väärtus, mis omakorda on antud parameetri seisundiklassi määramise aluseks (Ott jt. 2013). Eesti järvede kvaliteediklasside määramisel ei kasutata kõige halvema valiku järgi otsuse tegemist („one out – all out“ printsiip), vaid lähtutakse sellest, millisesse klassi kuuluvad 2/3 näitajate väärtustest (Ott jt. 2013).



**Joonis 1.** Hüdrobioloogilise seire proovipunktide asukohad Peipsi järvel. Eesti poolsed igakuised proovipunktid 92, 2, 4, 11, 38 Peipsi Suurjärvel ning 16, 17 Lämmijärvel,

lisapunktid augustis: 12, 13 ja 14. Venemaa poolsed proovipunktid 5, 7, 10, 91, 43, 27, 51, 52 ja 22 (Eesti Maaülikool 2020).

Peipsi järve seisund on halvenenud peamiselt inimtegevuse tagajärjel – põllumajandustegevuse ja asulate heitveest pärit toiteained on põhjustanud vee kvaliteedi langust ja järve eutrofeerumist (Haberman jt. 2008). Paleolimnoloogiliste uuringute põhjal on näha, et Peipsi järve eutrofeerumine kiirenes oluliselt 1970. aastatel (Heinsalu jt. 2007). Suurimad reostuse allikad on Eesti poole pealt Peipsi Suurjärve suubuv Emajõgi ning Venemaa poolelt Pihkva järve suubuv Velikaja jõgi. Järve jõudvate toiteainete hulka on püütud linnade reovee efektiivse puhastamisega vähendada. Alates 1998. aastast puhastatakse 80% Tartu linna reoveest keemiliselt, mis läbi eemaldatakse reovees lämmastik üle 50% efektiivsusega ning fosfor 85-90% efektiivsusega. Pihkva reovesi puhastatakse aga ainult bioloogiliselt ja fosforit eemaldamata (Loigu jt. 2008). Kuigi järve jõudvate toiteainete hulk on alates 2007. aastast vähenenud ning järve seisund liikunud veidi paranemise suunas, on valgalalt tuleneva reostuse tase endiselt kõrge (Blank jt. 2017, Eesti Maaülikool 2019). Toiteainetega rikastumine toimub ka aastate jooksul põhjasetetesse talletunud toitesoolade vabanemisel (Tammeorg jt. 2015).

Jäävabal ajal on sinivetikad Peipsi järves domineeriv fütoplanktoni rühm ning pikaajalise mediaanväärtusena moodustavad sinivetikad Peipsi järves 32% fütoplanktoni biomassist. Lämmijärves on nende osakaal 54% ja Pihkva järves 57%. Kõigist järves esinevatest sinivetikaliikidest kuuluvad 60% õitsenguid põhjustavatesse perekondadesse (*Gloeotrichia*, *Dolichospermum*, *Aphanizomenon* ja *Microcystis*) (Nõges 2020). Massiivsed suvised vetikaõitsengud on madalas ning tuulte poolt kergesti mõjutatavas järves regulaarsed (Haberman jt. 2008). Vee suvise õitsemise kohta on Peipsi järves andmeid juba saja aasta eest, kuid viimastel aastakümnetel on sinivetikate osakaal fütoplanktonis järjest kasvanud ning sinivetikatest tingitud õitsengud muutunud üha intensiivsemaks (Blank jt. 2017, Haberman jt. 2008).

## **2.2. In situ mõõtmiste ja metoodika**

Peipsi järve hüdrobioloogiline seire toimub iga aasta maist oktoobrini. Seirendmeid kogutakse igakuiselt seitsmest Eesti poolse akvatooriumi seirepunktist. Venemaa poolsetest punktidest kogutakse andmeid Eesti-Vene koostööleppe raames iga aasta augustis. Peipsi järve hüdrobioloogilist seiret teostab Eesti Maaülikooli Põllumajanduse- ja Keskkonnakaitse

instituut (KESE 2021). Magistritöös on kasutatud andmeid, mis on kogutud ajavahemikus 2016. mai algusest 2020. oktoobri lõpuni Peipsi järve hüdrobioloogilise seire, Eesti-Vene ühisseire ning Peipsi järve ja Narva veehoidla hüdrobioloogilise seire ja uuringute programmide raames. Venemaa poolsetest punktidest on andmed kogutud 2016. – 2019. aasta augustis, 2020. aastal koroonaviiruse leviku tõttu paralleelseid mõõtmisi läbi viia ei saanud ning seetõttu Venemaa poolsete punktide andmed puuduvad.

### **2.2.1. Fütoplanktoni ja sinivetikate biomass**

Fütoplanktoni proovide võtmise metoodika vastab ISO 5667 1-4:2007 standarditele. Veeproovid kogutakse läbi kogu veesamba põhjani iga meetri järel kaheliitriise batomeetriga. Proovide analüüsimiseks kasutatakse Utermöhli metoodikat (standard: EN 15204:2006 Water Quality – Guidance standard for routine analysis of phytoplankton abundance and composition using inverted microscopy). Vetikate loenduseks fikseeritakse 500 ml proovi Lugoli lahusega (I3K), sadestatakse loenduskambris 3 ml ja loendatakse seejärel vetikad kasutades Nikon Eclipse Ti-S invert-mikroskoopi suurendusega 10x40, 10x20 ja 10x10. Mõõtmine ja loendus viiakse läbi 400x suurendusel 1-10 transektis piki loenduskambri diameetrit. Suuri vorme loendatakse vähemalt 10 transektis suurendusel 100x ja 200x (Utermöhl 1958). Vetikate biomassi saamiseks lähendatakse nende kõige sarnasemale geomeetrilisele kujundile, arvutatakse seeläbi vastava vetikaliigi isendite keskmine ruumala ning korrutatakse arvukusega, võttes vetika erikaaluks 1 (Edler 1979).

### **2.2.2. Klorofüll $\alpha$ kontsentratsioon**

Klorofüll  $\alpha$  kontsentratsioon ( $\mu\text{g/L}$ ) määratakse vastavalt ISO 10260:1992 standardile spektrofotomeetrilise meetodi abil. Kahes paralleelproovis määratakse klorofüllipigmentide (Chl a, Chl b, Chl c) ja karotinoidide sisaldus 96% etanooli ekstraktis neeldumisspektri erinevatel lainepikkustel (Ott jt. 2013). Seejärel arvutatakse pigmendi sisaldus Jeffrey ja Humphrey (1975) järgi:

$$\text{Chl } \alpha = 11,85 * (E_{664} - E_{750}) - 1,54 * (E_{645} - E_{750}) - 0,08 * (E_{630} - E_{750}) * \text{lahustatud (ekstraheeritud) proov/filtreeritud proov} \quad (2),$$

kus E – valguse ekstinktsioon vastavatel lainepikkustel.

## **2.3. Satelliidiandmete töötlus**

### **2.3.1. Sentinel-3 andmete kogumine**

Sentinel-3 andmeid on võimalik alla laadida Maa-ameti riiklikust satelliidiandmete keskusest ESTHub (<https://ehdatahub.maaamet.ee/>). Samuti pakub ESTHub keskkond võimalust andmed töödelda. ESTHub kogub andmeid Eesti huviala kohta Sentinel-1, Sentinel-2, Sentinel-3 ja Landsat-8 satelliitidelt. Sentinel-1, 2 ja Landsat-8 andmed on salvestatud umbes 200 km ulatuses riigipiirist, Sentinel-3 andmed katavad kogu Läänemere piirkonda (Maa-amet 2021). Satelliidiandmed on alla laaditud kogu Sentinel-3 arhiiviperioodi kohta alates Sentinel-3 missiooni algusest 26. aprillil 2016 kuni 2020. aasta lõpuni. Sentinel-3 andmed päriti hüdrobioloogilise seire Eesti ja Venemaa-poolsete proovipunktide koordinaatidel (Joonis 1). Copernicus programmi satelliitide andmed on kättesaadavad ka Copernicus Open Access Hub (<https://scihub.copernicus.eu/>) keskkonnast, kust on võimalik alla laadida Sentinel-1, Sentinel-2, Sentinel-3 ja Sentinel-5P andmeid (Copernicus Open Access Hub 2021).

### **2.3.2. Andmetöötlus**

Sentinel-3 andmete eeltöötluseks kasutati ESTHub töötluskeskkonna vastavusanalüüsi (Match-Up Analysis), kus sisendiks valiti Sentinel 3 OLCI EFR Level 1 ehk Sentinel-3 OLCI instrumendi esimese taseme andmed täislahutusega (300 m). Esimese taseme andmetele ei ole rakendatud atmosfäärikorrektsiooni ning MCI leidmiseks kasutatakse atmosfääri ülapiiri kirkuse (TOA – top of atmosphere) väärtusi erinevatel lainepikkustel. MCI väärtused saadi rakendades Gower jt. (2008) valemit (Valem 1).

ESTHub-i kaudu saadud andmete edasine filtreerimine toimus Microsoft Excel'i programmi kasutades. Töö eesmärges silmas pidades on alles jäetud ainult vetikate aktiivse kasvuperioodi andmed (aprill – oktoober). Lisaks on välja filtreeritud ilmastikuoludest häiritud mõõtmised. Lõplikusse valimisse on kaasatud ainult pikslid, kus puudub pilvkate (`quality_flags.bright = 0`) ja pikslid, mille väärtusi ei ole mõjutanud päikesevalguse peegeldusest veepinnalt (`quality_flags.sun_glint_risk = 0`). Sobivatele tulemustele rakendati Alikas jt. (2010) artiklis tuletatud algoritme klorofüll a kontsentratsiooni, fütoplanktoni ja sinivetikate biomassi leidmiseks MCI väärtuste kaudu (Lisa 1). Alikas jt. (2010) artiklis on



lisaks tuletatud valemid Peipsi järve erinevate osade, suviste mõõtmise ning Võrtsjärve kohta, kuid käesolevas töös kasutati Peipsi järve üldvalemeid:

$$\text{Chl } \alpha = (10.9 \pm 1.6)\text{MCI} + (15.3 \pm 2.4) \quad (3),$$

$$\text{TBM} = (5.8 \pm 0.7)\text{MCI} + (5.4 \pm 1.1) \quad (4),$$

$$\text{CY} = (4.9 \pm 0.5)\text{MCI} + (1.5 \pm 0.8) \quad (5).$$

ning Lämmijärve ja Pihkva järve tsüanobakterite biomassi leidmiseks kasutati Alikas jt. (2010) valemite Peipsi lõunapoolse osa kohta (Peipsi (S)):

$$\text{CY} = (5.5 \pm 1.2)\text{MCI} \quad (6).$$

Aegridade leidmiseks ja *in situ* mõõtmiste võrdlemiseks satelliidiandmetega kasutati vabavara R versioon 4.0.2. (R Core Team 2020) ja pakette ggplot2 (Wickham 2016) ning readxl (Wickham 2019). Tulemuste võrdlemiseks leiti lineaarse regressiooni võrrandid ja determinatsioonikordaja  $R^2$  ning koostati graafikud. Klorofüll  $\alpha$  tulemuste Sentinel-3 ja *in situ* võrdluses eemaldati valimist negatiivse klorofüll  $\alpha$  väärtusega andmerek. Sinivetikate protsendi võrdlusest eemaldati väärtused, mis jäid väljapoole vahemikku 0% - 100%. Lisaks leiti Sentinel-3 ja *in situ* andmete valideerimiseks järgnevad statistikud kõigi seirepunktide jaoks:

- MD (*Mean Deviation*) – keskmine hälve,
- MPD (*Mean Percentace Deviation*) – keskmine suhteline hälve protsentides.

Statistikud on saadud Sentinel-3 OLCI valideerimisjuhendis välja toodud valemite põhjal (EUMETSAT 2021):

$$MD = \frac{\sum_{i=1}^n (\text{Chl}_{OLCI,i} - \text{Chl}_{in situ,i})}{n} \quad (7)$$

$$MPD = \frac{\sum_{i=1}^n 100 \left( \frac{\text{Chl}_{OLCI,i} - \text{Chl}_{in situ,i}}{\text{Chl}_{in situ,i}} \right)}{n} \quad (8),$$

kus  $\text{Chl}_{OLCI}$  ja  $\text{Chl}_{in situ}$  tähistavad klorofüll  $\alpha$  kontsentratsiooni väärtust  $\mu\text{g/L}$  vastavas seirepunktis ja  $n$  tähistab mõõtmiste arvu.

### 3.3. Veeõitsengute hindamine

Veeõitsengu iseloomustamiseks hinnatakse satelliidipildil järgnevaid parameetreid (Binding jt. 2018, Binding jt. 2021):

- Õitsengu intensiivsus – õitsenguna märgitud piirkonna keskmine klorofüll  $\alpha$  väärtus ( $\mu\text{g/L}$ ).
- Õitsengu ulatus ( $\text{km}^2$  või %) – järve pindala või protsent sellest, millel asuvad pikslid on õitsenguna klassifitseeritud.
- Õitsengu tõsidus ( $\mu\text{g/L km}^2$ ) – klorofüll  $\alpha$  kogus õitsengu alal ( $\mu\text{g/L km}^2$ ).
- Õitsengu kestus – päevade arv, mil õitseng on pikslil tuvastatud. Õitsengu kestus arvutatakse kumulatiivselt vaatlusperioodi algusest. Kui õitsengu algus- ja lõpukuupäevade vahele jäävad pilvised päevad, kus vaatlusandmeid pole võimalik saada, liidetakse ka need päevad kumulatiivse õitsengu hulka. Kui õitsenguga pikslid esinevad ainult kas enne või pärast pilviseid päevi, arvestatakse õitsenguperioodiks pool pilvisest ajavahemikust.

Õitsengu tuvastamiseks on vajalik määrata piirväärtused alates millest võib pikslid õitsenguna märkida. WHO poolt määratud klorofüll  $\alpha$  10  $\mu\text{g/L}$  väärtus ei ole Peipsi järve jaoks sobilik, kuna järves on domineerivaks liigiks sinivetikad ning klorofüll  $\alpha$  keskmine tase on olnud ka pikaajalistel mõõtmistel kõrgem WHO 10  $\mu\text{g/L}$  piirväärtusest. Seetõttu kasutati õitsengu hindamisel kolme erinevat viisi:

1. Juuni–september mediaan, klorofüll  $\alpha$  väärtus 5% üle mediaani,
2. Juuli–september mediaan, klorofüll  $\alpha$  väärtus 5 % üle mediaani,
3. Sinivetikate osakaalu järgi kogu fütoplanktoni biomassis (CY%).

Klorofüll  $\alpha$  pikaajaliste mediaanide leidmiseks kasutati Peipsi järve *in situ* seireandmeid ajavahemikust 1983–2020. Andmed pärinevad Limnoloogiakeskuse andmebaasist, 2016 – 2020 aastate seireandmed pärinevad ka osaliselt Keskkonnaagentuuri keskkonnaseire andmekogust KESE (KESE 2021). Kuna 2020. aastal ei toimunud Eesti-Vene ühisseiret, on Venemaa poolsetest seirepunktidest Peipsi järves ja Pihkva järves andmed vahemikus 1983 – 2019.

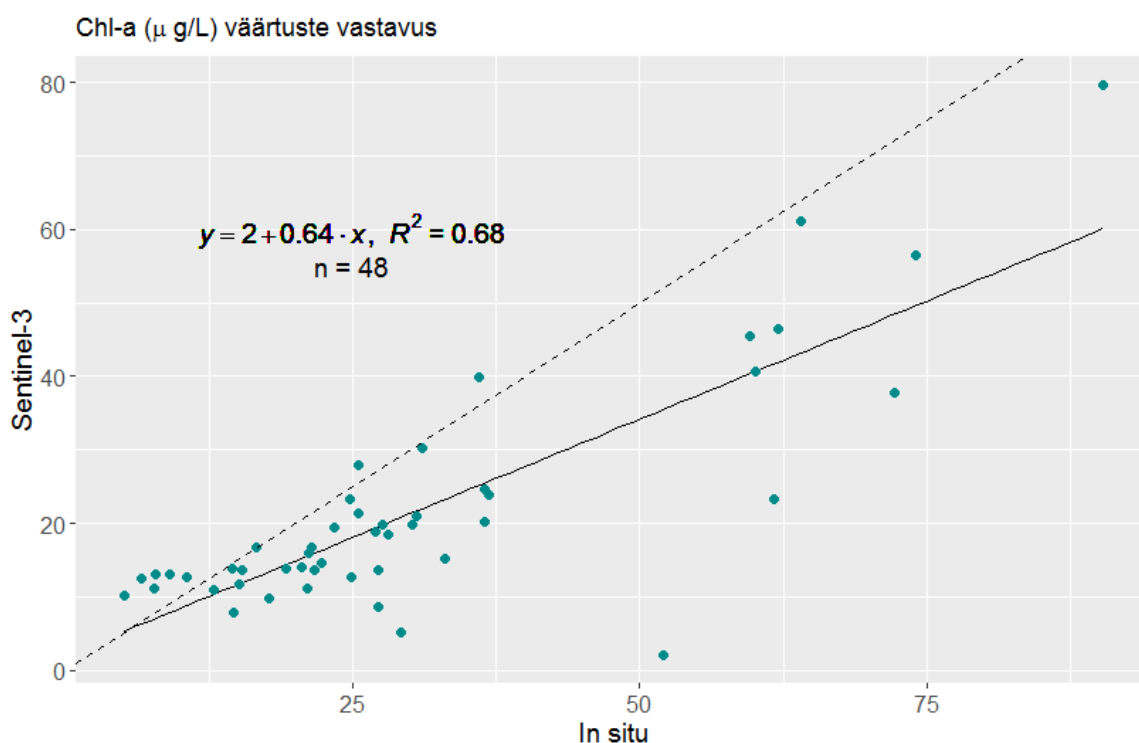
Sinivetikate osakaalu järgi (CY%) õitsengute hindamisel lähtuti Nõges (2020) aruandes välja toodud soovitustest, kus „hea“ ja „kesise“ kvaliteediklassi piir CY% jaoks on 30% Peipsi järves (s.s.) ning 51% Lämmi- ja Pihkva järves. Aruandes välja pakutud uued ökoloogilise seisundi klassipiirid CY% jaoks on leitud aastatel 1992–2019 maist oktoobrini tehtud kvaliteedinäitajate üksikmõõtmiste protsentiiljaotuse alusel.

Õitsengute kestuse, pindala ja intensiivsuse hindamiseks kasutati SNAP programmi, kus koostati 15 päeva keskmistatud pildid Level-3 Binning funktsiooniga (SNAP 2021). Naabrusefekti mõju vähendamiseks kasutati terve järve ulatuses 1000 meetrist puhvrit alates rannikujoonest. Õitsengute pindala hindamiseks koostati maskid pikslite kohta, mis ületasid õitsengute hindamiseks defineeritud klorofüll  $\alpha$  ja CY% piirväärtusi. Leitud väärtuste põhjal koostati kaardid klorofüll  $\alpha$  ja CY% väärtuste muutuse, 2019. aasta keskmiste tulemuste ja ökoloogiliste kvaliteediklasside kohta.

### 3. TULEMUSED

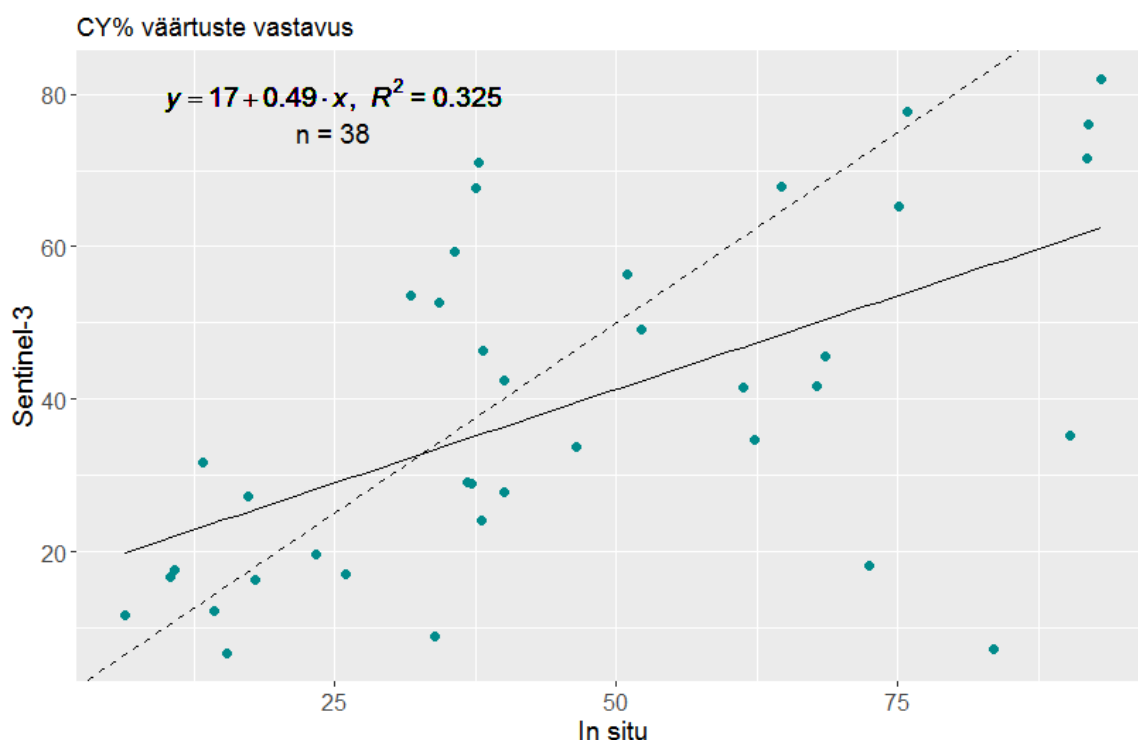
#### 3.1. Fütoplanktoni näitajate valideerimine

Sentinel-3 andmetest saadud fütoplanktoni näitajate vastavuse kontrollimiseks *in situ* mõõtmistulemustega leiti kuupäevad aastatel 2016 – 2020, kus toimusid mõlemat tüüpi mõõtmised vastavas seirepunktis. OLCI mõõtmised toimuvad igal ülelennul, Eesti kohal on satelliit iga päev vahemikus 11:00 – 12:00. Kevade ilmastikutingimuste tõttu (pilves ilm) ei ole võimalik iga päev saada kasutatavaid tulemusi kõigist seirepunktidest. Kokku leidis 48 punkti, mille jaoks olid olemas samal päeval nii OLCI kui *in situ* mõõtmiste tulemused. Satelliitidelt saadud väärtused on heas vastavuses *in situ* mõõtmistulemustega ( $R^2 = 0.68$ ), kuid esineb kõrgemate kontsentratsioonide alahindamist.



**Joonis 2.** Klorofüll  $\alpha$  kontsentratsioon ( $\mu$ g/L) Sentinel-3/OLCI ja *in situ* mõõtmistulemuste võrdlus 2016 – 2020 aasta seireandmete põhjal.

Joonisel 3 on kujutatud sinivetikate osakaalu väärtuste vastavust OLCI ja *in situ* andmete vahel. Korrelatsioonikordaja Sentinel-3 ja *in situ* mõõtmiste vahel sinivetikate osakaalu jaoks on  $R^2 = 0.33$ , tulemuste hajuvus on võrreldes klorofüll  $\alpha$  graafikuga suurem.



**Joonis 3.** Sinivetikate % fütoplanktoni biomassist Sentinel-3/OLCI ja *in situ* mõõtmistulemuste võrdlus 2016 – 2020 aasta seireandmete põhjal.

Sentinel-3 ja *in situ* mõõtmistulemuste valideerimiseks leiti keskmine hälve (MD) ja keskmine suhteline hälve protsentides (MPD) valemitest 7 ja 8. Statistikud arvutati eraldi välja klorofüll  $\alpha$  ja sinivetikate osakaalu kohta Peipsi Suurjärves, lõunapoolses osas (Lämmijärv ja Pihkva järv) ja üle kogu järve.

Tabelis 3 on välja toodud MD ja MPD Peipsi Suurjärves nii klorofüll  $\alpha$  kui sinivetikate protsendi kohta. OLCI andmetest saadud väärtused olid üldjuhul madalamad kui *in situ* mõõtmistulemused, seega oli hälve valdavalt negatiivne. Augustikuu lisaseirepunktides 13 ja 14 ning punktis 43 olid OLCI väärtused kõrgemad. Keskmine hälve üle kõigi proovipunktide Peipsi Suurjärves oli  $-5,37 \mu\text{g/L}$ . Sinivetikate osakaalu keskmine hälve ja keskmine suhteline hälve protsentides olid suuremad kui klorofüll  $\alpha$  väärtustel. Kuigi osades proovipunktides oli sinivetikate osakaalu keskmine suhteline hälve protsentides väiksem kui

klorofüll  $\alpha$ -1, olid sinivetikate osakaalu andmetes kõige suuremad erinevused OLCI ja *in situ* tulemuste vahel.

**Tabel 3.** Keskmise hälve (MD) ja keskmine suhteline hälve protsentides (MPD) Peipsi Suurjärve kohta.

Punkt	Klorofüll $\alpha$ ( $\mu\text{g/L}$ )			CY %		
	n	MD	MPD	n	MD	MPD
14	1	3,89	10 %	1	3,2	5%
13	1	2,48	9 %	1	23,64	40%
43	1	0,21	1 %	1	-55,05	-156%
92	4	-1,49	-16 %	1	-25,12	-285%
5	1	-1,93	-18 %	-	-	-
2	5	-4,18	-28 %	4	-15,38	-254%
38	3	-7,53	-39 %	3	-9,48	-35%
12	1	-8,13	-43 %	1	2,34	6%
7	2	-3,77	-45 %	1	6,8	39%
91	2	-9,23	-47 %	2	-16,29	-130%
4	4	-6,82	-69 %	3	-7,07	-67%
11	7	-7,57	-94 %	5	-5,04	-6%
10	1	-17,87	-117 %	1	9,92	36%
$\Sigma$	33	-5,37	-48 %	24	-7,33	-77 %

Lämmijärve seirepunktides 17 ja 16 olid klorofüll  $\alpha$  väärtuste hälve märgatavalt suurem kui Pihkva järves (Tabel 4). Sinivetikate osakaalu hälve oli Lämmijärves väiksem kui Peipsi Suurjärves ja Pihkva järves. Kõigis Peipsi lõunapoolsetes seirepunktides olid sinivetikate osakaalu OLCI ja *in situ* väärtused paremas vastavuses kui põhjapoolsetes.

**Tabel 4.** Keskmise hälve (MD) ja keskmine suhteline hälve protsentides (MPD) Lämmijärve ja Pihkva järve jaoks.

Punkt	Klorofüll $\alpha$ ( $\mu\text{g/L}$ )			CY %		
	n	MD	MPD	n	MD	MPD
22	1	-2,90	-5 %	1	1,76	2 %
52	1	-10,69	-13 %	1	-20,35	-28 %
51	1	-17,51	-31 %	1	-15,86	-21 %
27	1	-15,66	-34 %	1	-20,35	-28 %
16	6	-19,75	-71 %	6	3,04	-1 %
17	5	-16,45	-501 %	4	4,56	-2 %
$\Sigma$	15	-16,50	-201 %	14	-5,46	-16 %

Tabelis 5 on välja toodud klorofüll  $\alpha$  ja sinivetikate protsendi MD ja MPD üle kõigi Peipsi järve seirepunktide. Keskmine klorofüll  $\alpha$  hälve oli -8,85  $\mu\text{g/L}$  ja keskmine sinivetikate protsendi hälve -6,64%. Kuigi klorofüll  $\alpha$  väärtused on OLCI ja *in situ* mõõtmistes paremas vastavuses kui sinivetikate osakaalu väärtused, on klorofüll  $\alpha$  suhteline hälve protsentides kõrgem. Selle põhjuseks on väga suur erinevus Lämmijärves asuva proovipunkti 17 OLCI ja *in situ* mõõtmistulemuste vahel.

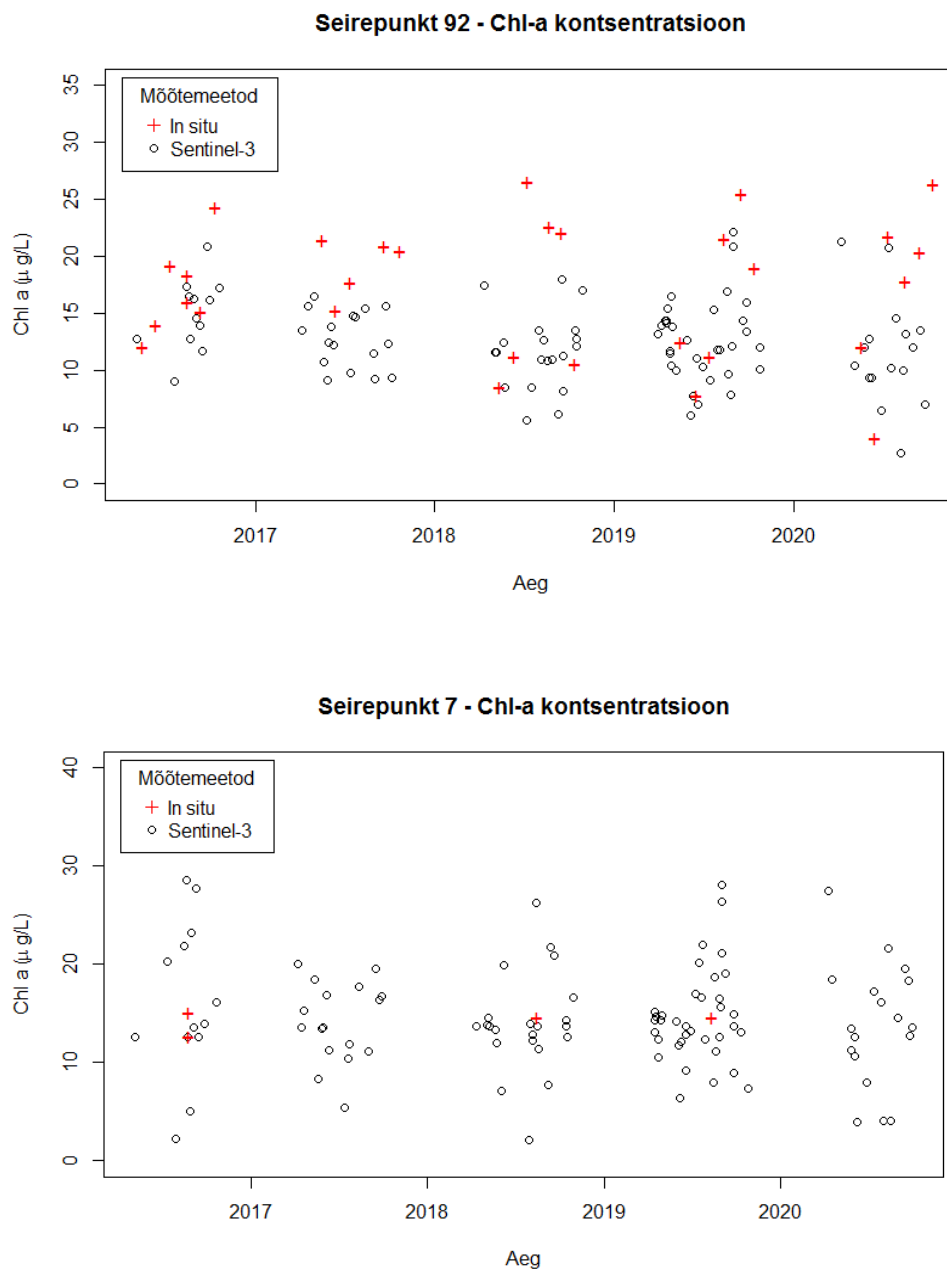
**Tabel 5.** Keskmine hälve (MD) ja keskmine suhteline hälve protsentides (MPD) Peipsi järve kohta üle kõigi mõõtepunktide.

	Klorofüll $\alpha$ ( $\mu\text{g/L}$ )			CY %		
	n	MD	MPD	n	MD	MPD
$\Sigma$	48	-8,85	-96 %	38	-6,64	-55 %

### 3.2. MCI ja fütoplanktoni parameetrid OLCI andmete põhjal

Sentinel-3 OLCI andmetest leiti MCI järgi klorofüll  $\alpha$  väärtused kõigi Peipsi järve seirepunktide jaoks ajavahemikus 2016. aprill – 2020. oktoober. Saadud tulemuste põhjal koostati kõigi punktide aegread ja kõrvutati need *in situ* mõõtmistulemustega samal perioodil. Näited Peipsi Suurjärve, Lämmijärve ja Pihkva järve seirepunktidest on joonistel 4, 5 ja 6. Kõigi seirepunktide graafikud on lisades (Joonis L1-L4). Joonis 4, 5 ja 6 on näha, et OLCI mõõtmiste tulemused illustreerivad hästi klorofüll  $\alpha$  kontsentratsiooni sesoonset muutlikkust ja ühilduvad *in situ* mõõtmistulemustega. 2019. aastal oli Peipsi järves veetase tavapärasest madalam ja selle tulemusena olid nii veetemperatuur kui fütoplanktoni sisaldus kõrgemad. Joonistelt 4, 5 ja 6 on samuti näha, et 2019. aastal olid klorofüll  $\alpha$  väärtused kõrgemad kui varasematel.

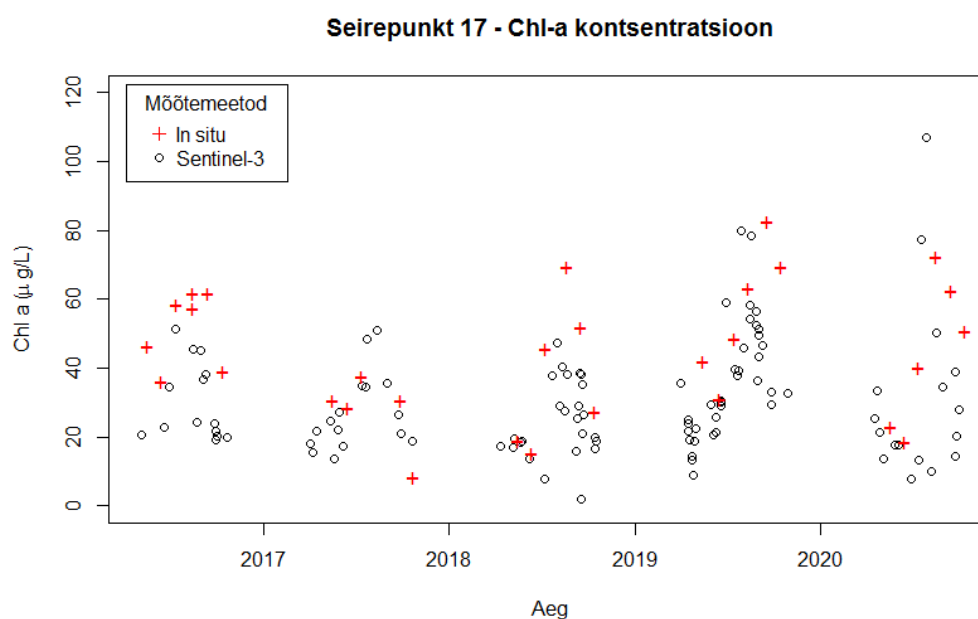
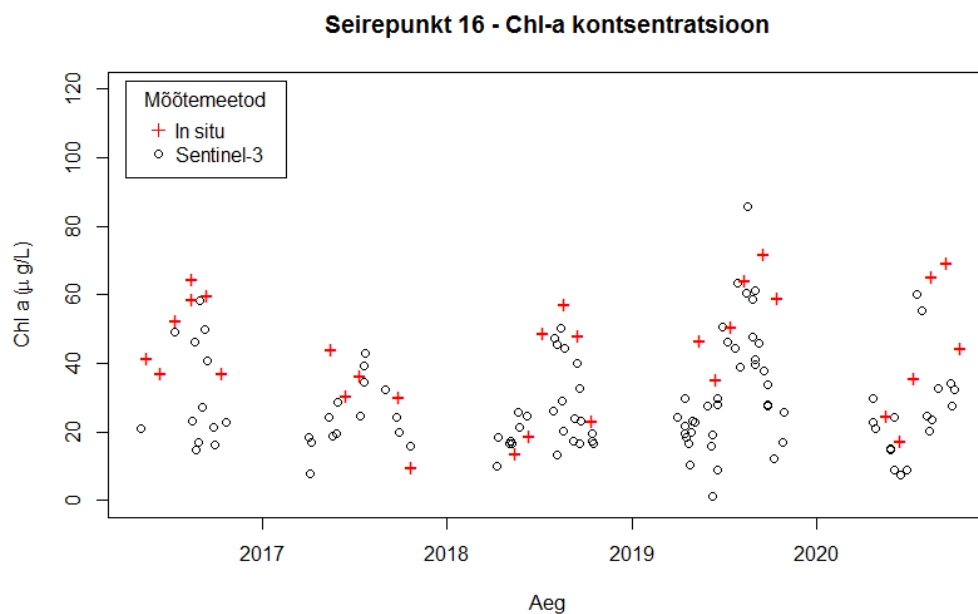
Joonisel 4 on kujutatud klorofüll  $\alpha$  väärtuste aegread Peipsi järve seirepunktides ajavahemikus 2016 – 2020. Graafikul on näha OLCI ja *in situ* mõõtmistulemused. Kuigi samadel kuupäevadel mõlema meetodiga tulemusi väga palju ei esine, on väärtuste vastavus ikkagi märgatav. Sesoonse muutlikkuse muster tuleb OLCI andmetes igas punktis hästi välja. Joonistel on näha, et punktis 7 ei toimunud *in situ* mõõtmised veeõitsengu intensiivsuse kõrgajal, OLCI on aga kõrgemad väärtused registreerinud. Seirepunktis 92 on jällegi *in situ* väärtused kõrgemad OLCI omadest. Selline tulemus on ootuspärane ja vastab punktis 3.1.1. OLCI ja *in situ* andmete võrdlusest tehtud järeldustele.



**Joonis 4.** Klorofüll  $\alpha$  kontsentratsiooni OLCI ja *in situ* mõõtmistulemuste aegread Peipsi järve proovipunktides 92 ja 7.

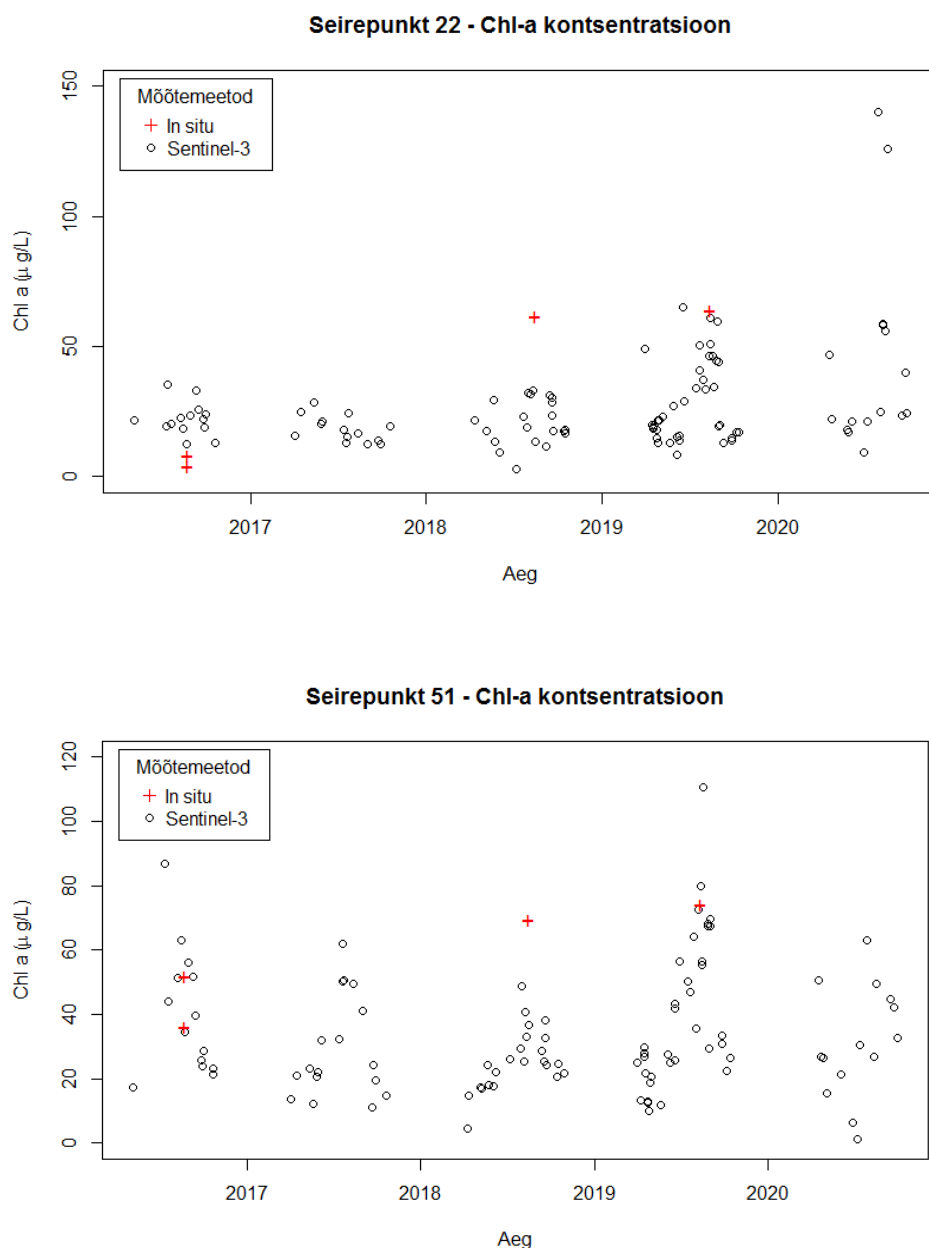
Lämmijärve seirepunktides 16 ja 17 olid OLCI ja *in situ* andmed omavahel heas vastavuses kõigil aastatel (Joonis 5). Punktis 16 jäi õitsengu intensiivsuse tipp 2019. aastal *in situ* seires mõõtmata, punktis 17 leidis see aga OLCI andmetel aset varem kui *in situ* andmete järgi hinnates. Õitsengute intensiivsuse kõrgeim väärtus on punktis 17 jäänud *in situ* mõõtmistulemustest välja ka aastatel 2018 ja 2020.





**Joonis 5.** Klorofüll  $\alpha$  kontsentratsiooni OLCI ja *in situ* mõõtmistulemuste aegread Lämmijärve proovipunktides.

Pihkva järve graafikutelt (Joonis 6) on samuti näha, et *in situ* seire ei ole igal aastal tabanud õitsengute kõrgpunkti – nii punktis 22 kui 51 on aastal 2019 OLCI andmetest saadud väärtused kõrgemad. Aasta 2018 oli ainuke, kus *in situ* mõõtmistega registreeriti kõrgemad klorofüll  $\alpha$  väärtused. Pihkva järvest saadakse seireandmeid ainult augustis, seega annavad OLCI tulemused parema ülevaate klorofüll  $\alpha$  iga-aastasest muutlikkusest ja pikaajalistest trendidest.



**Joonis 6.** Klorofüll  $\alpha$  kontsentratsiooni OLCI ja *in situ* mõõtmistulemuste aegread Pihkva järve proovipunktides 22 ja 52.

### 3.3. Vetikaõitsengute hindamine

Klorofüll  $\alpha$  väärtuste pikaajalised mediaanid leiti kõigi kolme järve osa Peipsi pikaajalistest seireandmetest ajavahemikus 1983–2020. Pihkva järve mediaanid on arvutatud seireandmetest vahemikus 1983–2019, kuna 2020. aastal Pihkva järvel Eesti–Vene ühisseiret ei toimunud. Hidamiseks kasutati kolme erinevat meetodit, kaks neist klorofüll  $\alpha$

alusel, valides erineva ajavahmiku pikaajalise mediaani arvutamiseks. Kolmas meetod võttis aluseks sinivetika protsendi fütoplantoni üldisest bimassist.

**Tabel 6.** Klorofüll  $\alpha$  pikaajalised mediaanväärtused (1983 – 2020) Peipsi järves, Lämmijärves ja Pihkva järves.

	Peipsi järv		Lämmijärv		Pihkva järv	
	Klorofüll $\alpha$ mediaan ( $\mu\text{g/L}$ )	mediaan +5% ( $\mu\text{g/L}$ )	Klorofüll $\alpha$ mediaan ( $\mu\text{g/L}$ )	mediaan +5% ( $\mu\text{g/L}$ )	Klorofüll $\alpha$ mediaan ( $\mu\text{g/L}$ )	mediaan +5% ( $\mu\text{g/L}$ )
aprill – oktoober	16,3	17,1	29,8	31,3	32,1	33,7
juuni – september	17,1	18,0	34,0	35,7	44,4	46,6
juuli – september	18,8	19,8	42,8	44,9	50,1	52,6

### 3.3.1. Juuni–september mediaan, klorofüll $\alpha$ väärtus 5 % üle mediaani

Õitsengute tuvastamiseks kasutatud klorofüll  $\alpha$  piirväärtused 5% üle pikaajalise *in situ* mediaani (1983 – 2020), võttes aluseks perioodi juuni-september, olid järgmised:

- Peipsi järv: 18  $\mu\text{g/L}$
- Lämmijärv: 35,7  $\mu\text{g/L}$
- Pihkva järv: 46,6  $\mu\text{g/L}$

Juuni-september mediaani meetodi järgi algasid 2019. aastal Peipsi Suurjärves õitsengud juuni lõpus ja kestsid oktoobrini (Tabel L2). Õitsengud said alguse järve lõunaosas ning liikusid edasi järve keskosasse ja idakaldale. Põhja- ja lääneosas ületas klorofüll  $\alpha$  kontsentratsioon piirväärtusi alles juuli lõpus. Õitsengute kestuseks oli 96 päeva ( $\pm 5$  päeva). Õitsengute intensiivsuse kõrgpunkt jäi vahemikku 22.07 – 26.07, kus keskmine klorofüll  $\alpha$  väärtus oli 21,3  $\mu\text{g/L}$  (Tabel L2). Pindala maksimum jäi vahemikku 29.08 – 09.09, kus registreeriti õitsengud 52% ulatuses järvest. 27.09 – 01.10 registreeriti õitsenguga kaetud pindala 77% järvest, aga tõenäoliselt ei olnud siis tegemist enam aktiivse õitsenguga.

Lämmijärves ja Pihkva järves algasid 2019. aastal õitsengud juuni keskel ja lõppesid septembri alguses (Tabel L3, L4). Õitsengute kestuseks oli 83 päeva ( $\pm 5$  päeva), võrreldes Peipsi järvega oli õitsenguperiood lühem, aga intensiivsem. Õitsengute kõrgpunkt jäi vahemikku 18.08 – 28.08, kus keskmine klorofüll  $\alpha$  väärtus oli Lämmijärves 52,9  $\mu\text{g/L}$  ja Pihkva järves 86,1  $\mu\text{g/L}$ . Õitsengute ulatus oli sellel ajal 98% Lämmijärvest ja 99% Pihkva järvest.

### 3.3.2. Juuli–september mediaan, klorofüll $\alpha$ väärtus 5 % üle mediaani

Õitsengute tuvastamiseks kasutatud klorofüll  $\alpha$  piirväärtused 5% üle pikaajalise mediaani (1983 – 2020) olid järgmised:

- Peipsi järv: 19,8  $\mu\text{g/L}$
- Lämmijärv: 45  $\mu\text{g/L}$
- Pihkva järv: 52,6  $\mu\text{g/L}$

Juuli-september mediaanide meetodil algasid Peipsi Suurjärves 2019. aastal õitsengud juuni lõpus ja kestsid oktoobrini (Tabel L5). Õitsengute alguspunkt oli järve lõunaosas, kust edasi liikusid need järve keskosasse ja idakaldale. Põhja- ja lääneosas ületas klorofüll  $\alpha$  kontsentratsioon piirväärtusi alles juuli lõpus. Õitsengute kestuseks oli 96 päeva ( $\pm 5$  päeva). Õitsengute intensiivsuse kõrgpunkt jäi vahemikku 22.07–26.07, kus keskmine klorofüll  $\alpha$  väärtus oli 22,6  $\mu\text{g/L}$ . Kõige ulatuslikumad olid õitsengud augusti lõpus ja septembris, 29.08 – 09.09 vahemikus katsid õitsengud järve pindalast 29 % (Tabel L5). Septembri lõpus oli registreeritud pindala koguni 45 %, aga selleks ajaks oli tegemist tõenäoliselt juba laguneva õitsenguga.

Lämmijärves ja Pihkva järves algasid 2019. aastal õitsengud juuni keskel ja lõppesid septembri keskel (Tabel L6, L7). Õitsengute kestuseks oli 83 päeva ( $\pm 5$  päeva), võrreldes Peipsi järvega oli õitsenguperiood lühem, aga intensiivsem. Õitsengute kõrgpunkt jäi vahemikku 18.08–28.08, kus keskmine klorofüll  $\alpha$  väärtus oli Lämmijärves 56,1  $\mu\text{g/L}$  ja Pihkva järves 86,3  $\mu\text{g/L}$ . Samas ajavahemikus olid ka õitsengute pindala kõige suurem – 83% Lämmijärves ja 98% Pihkva järves (Tabel L6, L7).

### 3.3.3. Sinivetikate osakaal fütoplanktoni biomassist

Õitsengute tuvastamiseks kasutatud CY% piirväärtused olid järgmised:

- Peipsi järv: 30%
- Lämmijärv: 51%
- Pihkva järv: 51%

2019. aastal algasid õitsengud Peipsi järves juuni lõpus, CY% väärtused püsisid üle 30% ka oktoobri keskpaigas. Õitsengute intensiivsuse kõrgpunkt jäi vahemikku 22.07–26.07, kus keskmine klorofüll  $\alpha$  väärtus oli 19,9  $\mu\text{g/L}$  (Tabel L8).

Peipsi järves järgisid CY% väärtused klorofüll  $\alpha$  dünaamikat – kõrgemad väärtused said alguse järve lõunaosast ning liikusid edasi kesk- ja idaosasse. Lääne- ja põhjaosas püsis CY% piirväärtusest madalam kõige pikemat aega (Tabel L8). Õitsengute ulatus oli kõige suurem vahemikus 29.08 – 09.09 (87 %). Septembri lõpus oli registreeritud pindala veelgi suurem (91%), kui tõenäolselt oli selleks ajaks tegemist juba lagunevate õitsengutega.

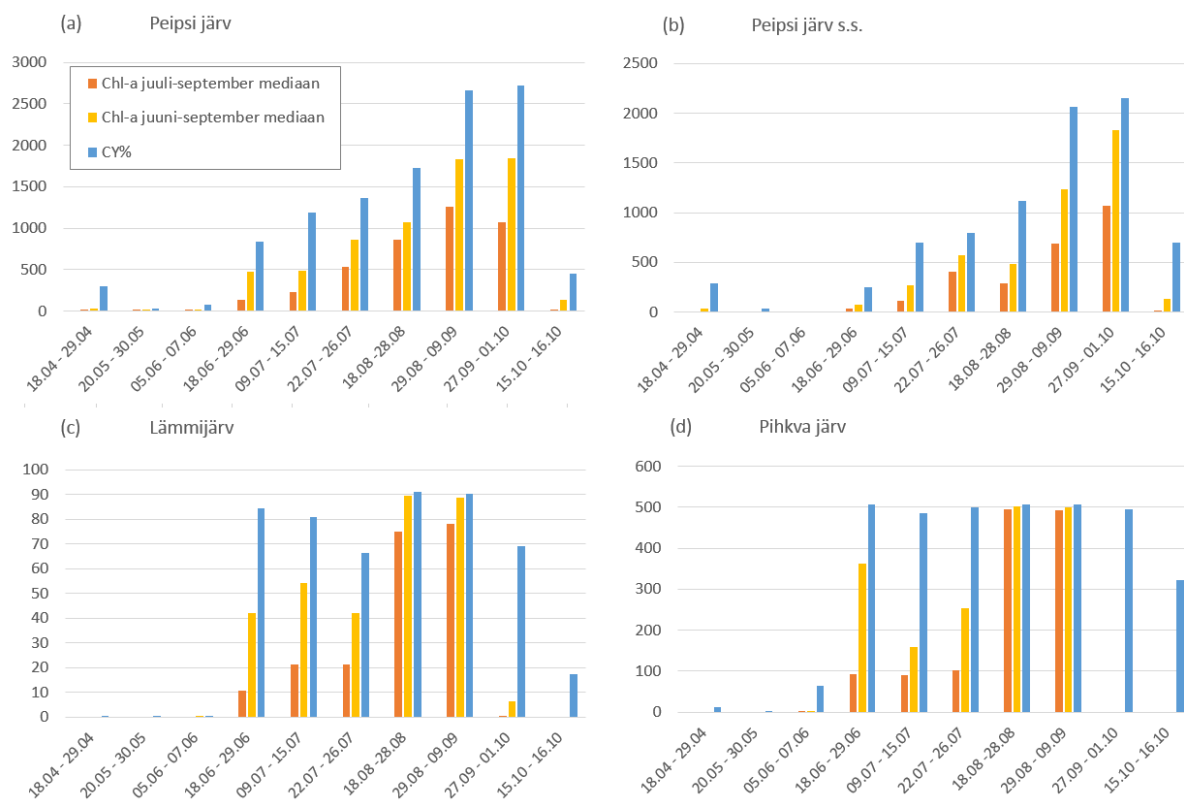
Lämmijärves algasid 2019. aastal õitsengud juuni lõpus ja kestsid oktoobri alguseni. Pihkva järves oli CY% kõrgem kui 51% juba juuni alguses. Õitsengute kestuseks oli 83 päeva ( $\pm 5$  päeva). Õitsengute kõrgpunkt jäi vahemikku 18.08–28.08, kus keskmine klorofüll  $\alpha$  väärtus oli Lämmijärves 52,4  $\mu\text{g/L}$  ja Pihkva järves 85,9  $\mu\text{g/L}$  (Tabel L9, L10). Samas ajavahemiks oli õitsengute pindala kõige suurem, nii Lämmijärves kui Pihkva järves oli õitsenguga kaetud kogu järve pindala (Tabel L3, L7).

### 3.4. Õitsengute tuvastamise metoodika võrdlus

Joonisel 7 on välja toodud klorofüll  $\alpha$  juuni-september mediaani, juuli-september mediaani ja sinivetikate osakaalu meetoditega leitud õitsengute pindala kõigis järve osades eraldi ja üle kogu Peipsi järve.

Kõige suurem oli õitsengu pindala CY% meetodiga hinnates, sellele järgnesid juuni-september mediaani ja juuli-september mediaani meetodid. CY% meetod toimis kõige paremini Peipsi Suurjärves, kus saadud väärtused olid kooskõlas juuni-september ja juuli-september mediaanide meetodite tulemustega.

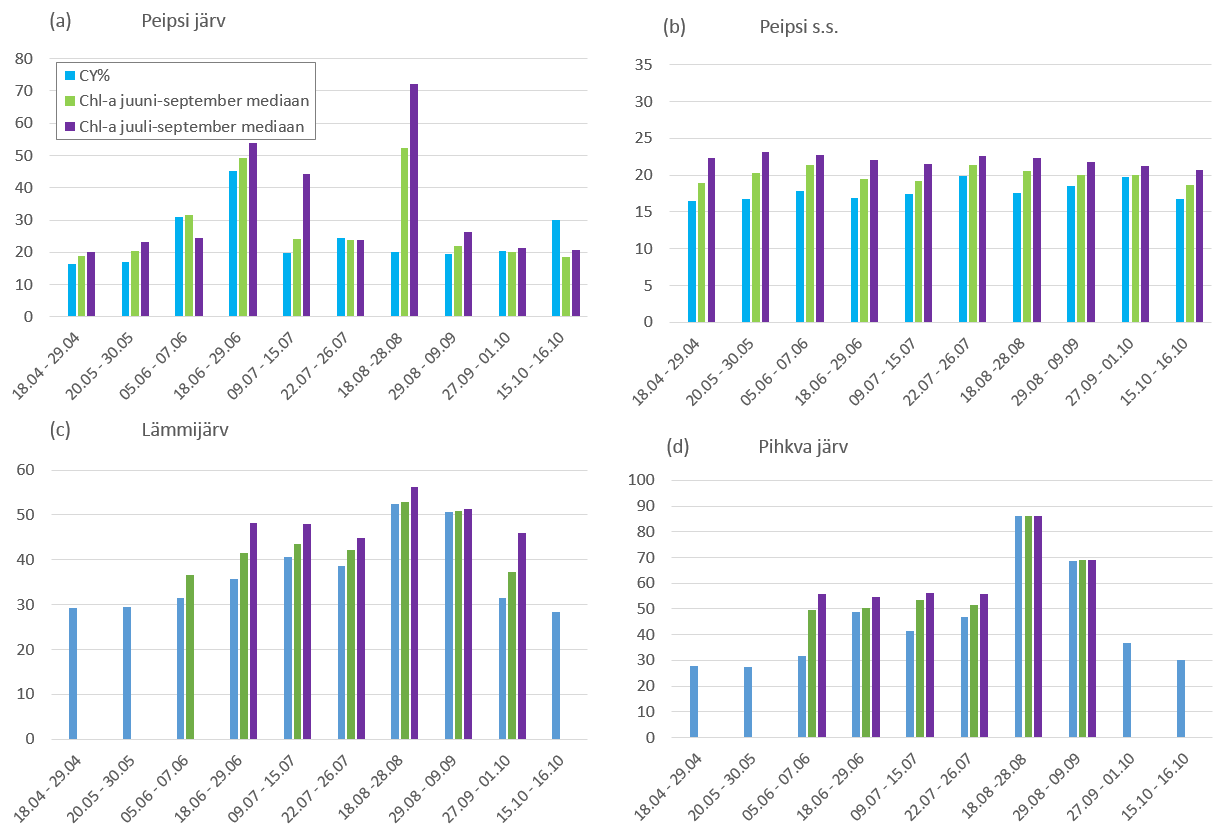
Lämmijärves ja Pihkva järves oli vastavus väiksem, sinivetikate osakaal püsis ühtlaselt kõrge kogu õitsenguperioodil, mistõttu tuvastas CY% meetod õitsengu peaaegu kogu järve ulatuses. Lämmijärves ja Pihkva järves on sinivetikate osakaal fütoplanktonist aastaringselt väga kõrge, seega ei ole CY% meetod võrreldes klorofüll  $\alpha$  pikaajaliste mediaanide järgi hindamisega kuigi tundlik klorofüll  $\alpha$  väärtuste muutumisele õitsenguperioodi jooksul. Kõige paremas vastavuses olid õitsengute pindala hinnangud Lämmijärves ja Pihkva järves õitsengute kõrgpunktis, Peipsi järves aga olid just siis erinevate meetodite vahel kõige suuremad erinevused.



**Joonis 7.** Kolmel meetodil leitud õitsengute pindala võrdlus 2019. aastal (a) – kogu Peipsi järves, (b) – Peipsi suurjärves, (c) – Lämmijärves ja (d) – Pihkva järves.

Joonisel 8 kujutatud graafikutel on välja toodud klorofüll  $\alpha$  keskmised väärtused eelnevalt kõigil kolmel meetodil leitud õitsengu piirkonnas. Klorofüll  $\alpha$  mediaanväärtused õitsengualal vegetatsiooniperioodil olid kõige kõrgemad juuli-september mediaani järgi hinnates, sellele järgnes juuni-september mediaani meetod ja kõige madalamad väärtused olid CY% meetodi järgi leitud alal.

Peipsi järves olid kõigi meetodite järgi leitud klorofüll  $\alpha$  mediaanväärtused omavahel kõige paremas vastavuses. Lämmijärves ja Pihkva järves tuvastas CY% meetod õitsenguid ka siis, kui klorofüll  $\alpha$  mediaanväärtused nii kõrged polnud. Kõige paremas vastavuses olid mediaanid õitsengute kõrgpunktis augusti keskel ja septembri alguses.

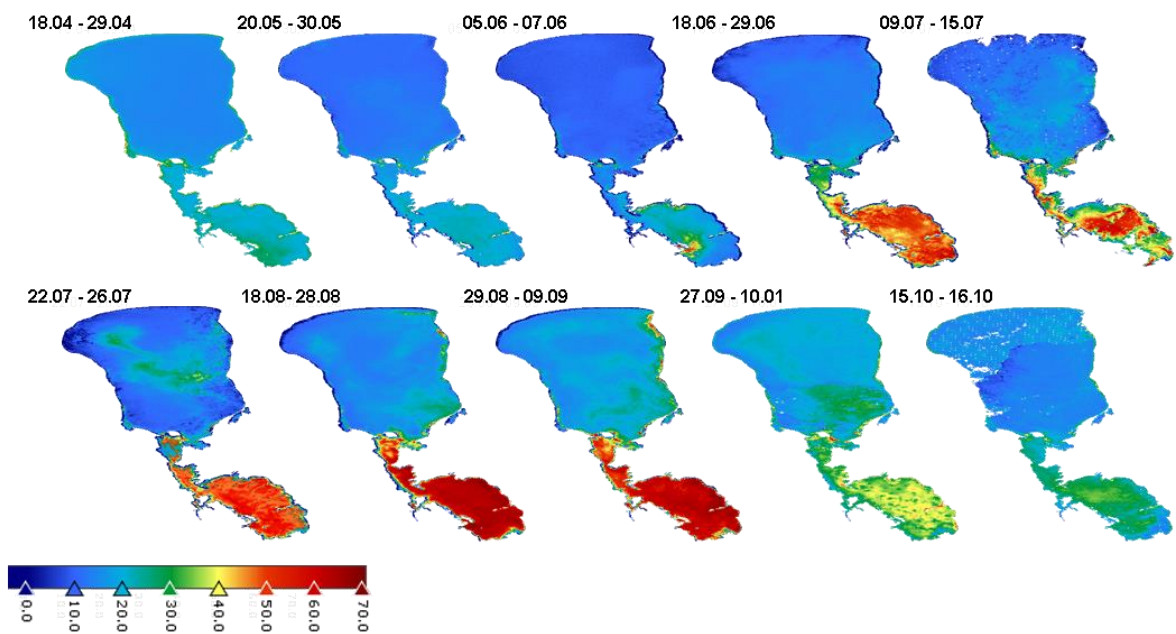


**Joonis 8.** Klorofüll  $\alpha$  mediaanväärtused ( $\mu\text{g/L}$ ) kolmel meetodil leitud õitsengute ajal 2019. aastal (a) – kogu Peipsi järves, (b) – Peipsi Suurjärves, (c) – Lämmijärves ja (d) – Pihkva järves.

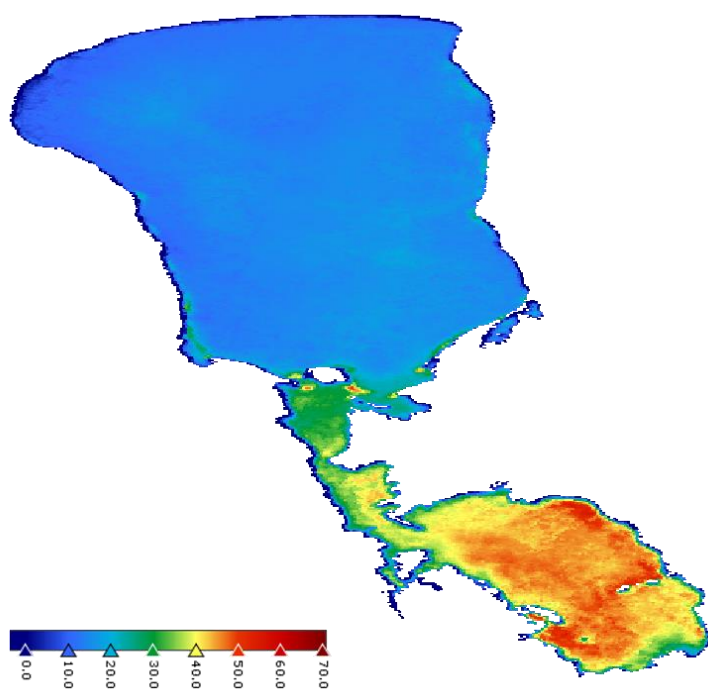
### 3.4. Õitsengute dünaamika

Peipsi järve kohta koostati klorofüll  $\alpha$  sisaldust iseloomustavad kaardid 2019. aasta vegetatsiooniperioodi (aprill – oktoober) 15 päeva komposiitpiltide põhjal. Joonisel 9 on kujutatud klorofüll  $\alpha$  kontsentratsiooni muutused 2019. aastal. Kaardilt on näha õitsengute algus Pihkva järves juuni alguses, klorofüll  $\alpha$  väärtuste kiire tõus Pihkva- ja Lämmijärves ja kontsentratsiooni kasv lõuna-põhja suunal.

Joonisel 10 on kujutatud terve 2019. aasta klorofüll  $\alpha$  keskmisi väärtusi järve ulatuses. Peipsi Suurjärves on keskmised väärtused ootuspäraselt tunduvalt madalamad kui Lämmijärves ja Pihkva järves. Kõrgemad väärtused esinevad Peipsi Suurjärve ja Lämmijärve ühenduskohas, kuid see võib olla tingitud ka Piirissaare asukohast ja sellest tulenevast naabrusefektist.



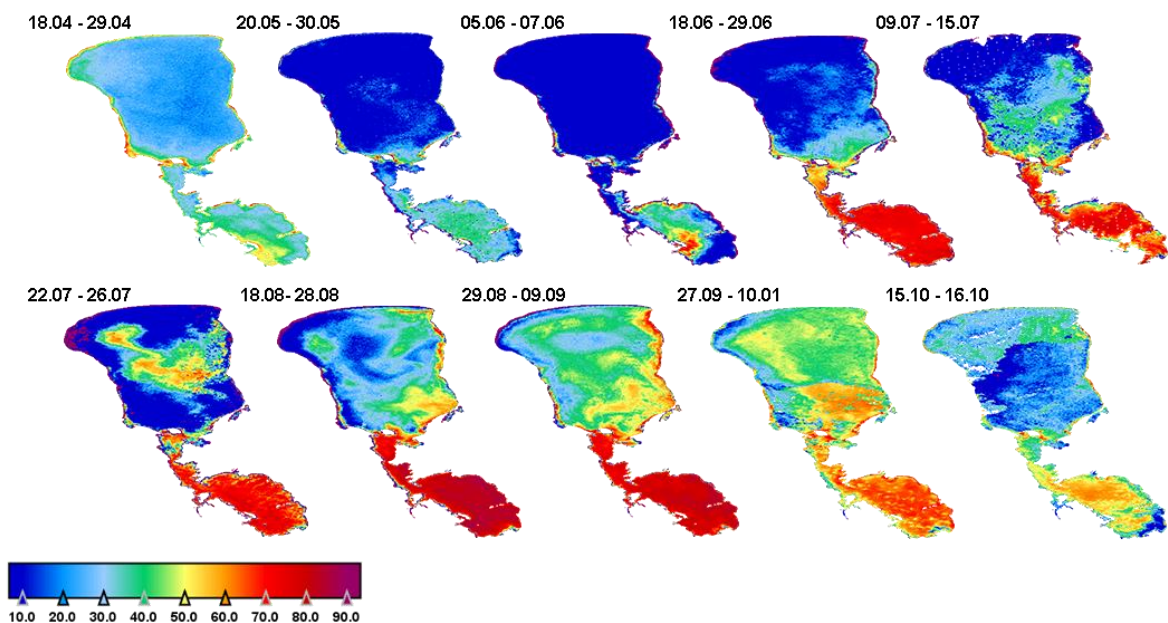
**Joonis 9.** Klorofüll  $a$  väärtuste muutused Peipsi järves 2019. aastal 15 päeva keskmistatud piltide järgi.



**Joonis 10.** Klorofüll  $a$  keskmised väärtused 2019 aastal Peipsi järves (aprill – oktoober).

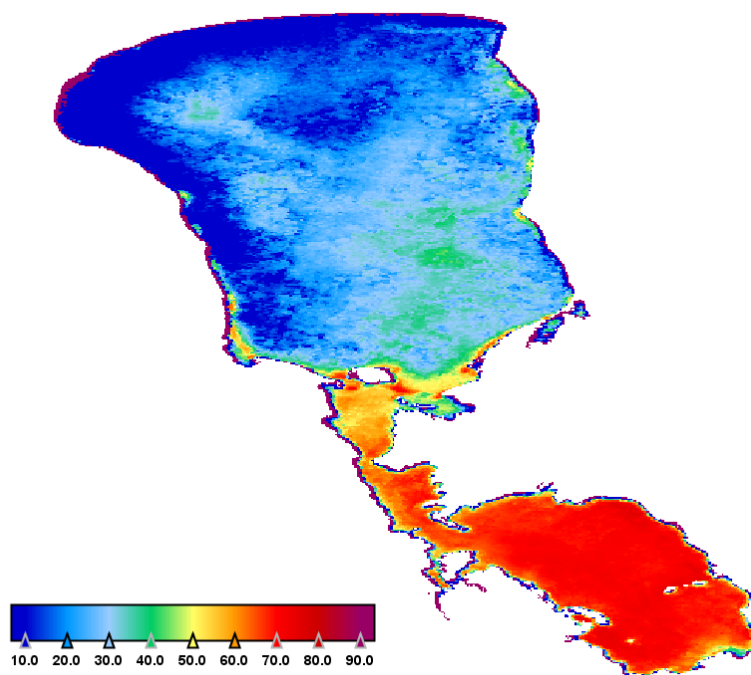


Joonisel 11 on kujutatud sinivetikate osakaal fütoplanktoni biomassist 2019. aastal. Lämmijärves ja Pihkva järves on sinivetikate protsent kõrgem aastaringselt. Õitsengute algus on Pihkva järves tuvastatav juba juuni alguses. Sinivetikate osakaal kasvab Peipsi järves lõunast põhja suunas ja nende leviku tippaeg jääb augusti lõppu ning septembri algusesse. Sinivetikate osakaal on kõrge ka õitsenguperioodi lõpus, Pihkva järves ületab sinivetikate osakaal 50% ka veel oktoobri keskel.



**Joonis 11.** Sinivetikate protendi muutused Peipsi järves 2019. aastal 15 päeva keskmistatud piltide järgi.

Joonisel 12 on kujutatud sinivetikate keskmist osakaalu fütoplanktoni biomassist 2019. aastal. Sinivetikate osakaal on ka aastaringselt kõrgem Lämmijärves ja Pihkva järves. Peipsi Suurjärves on kõrgemaid väärtusi näha peamiselt Lämmijärve ühenduskohas. Selle üheks põhjuseks on naabrusefekt, mida võimendavad kitsas ühendustee kahe järve osa vahel ja Piirissaare asukoht, samuti on tegemist madalama ja fütoplanktonirikkama järve osaga. Sinivetikate osakaal on aastaringselt kõrgem ka Emajõe suudmealal ja Peipsi Suurjärve läänekaldal.

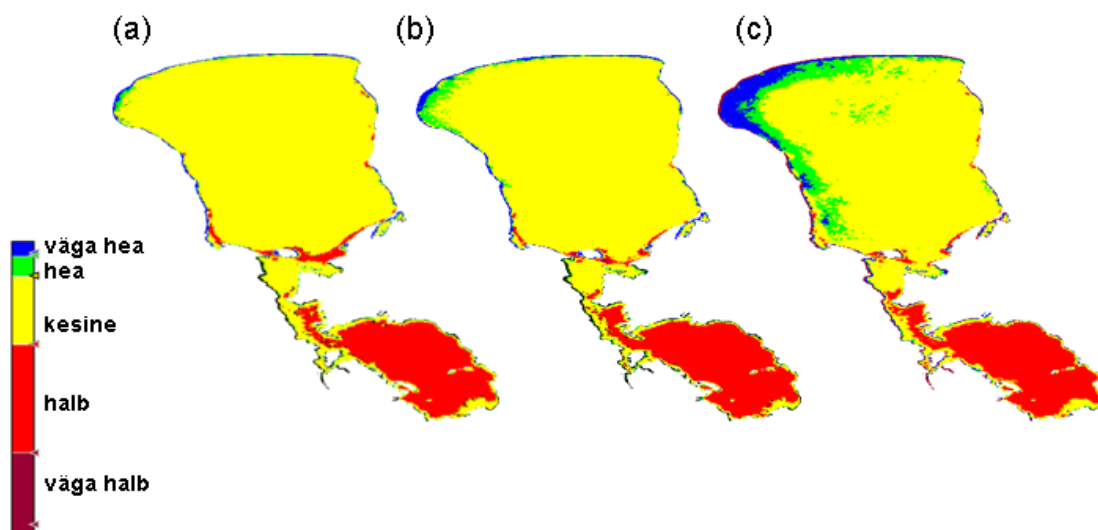


**Joonis 12.** CY% keskmised väärtused 2019 aastal Peipsi järves (aprill – oktoober)..

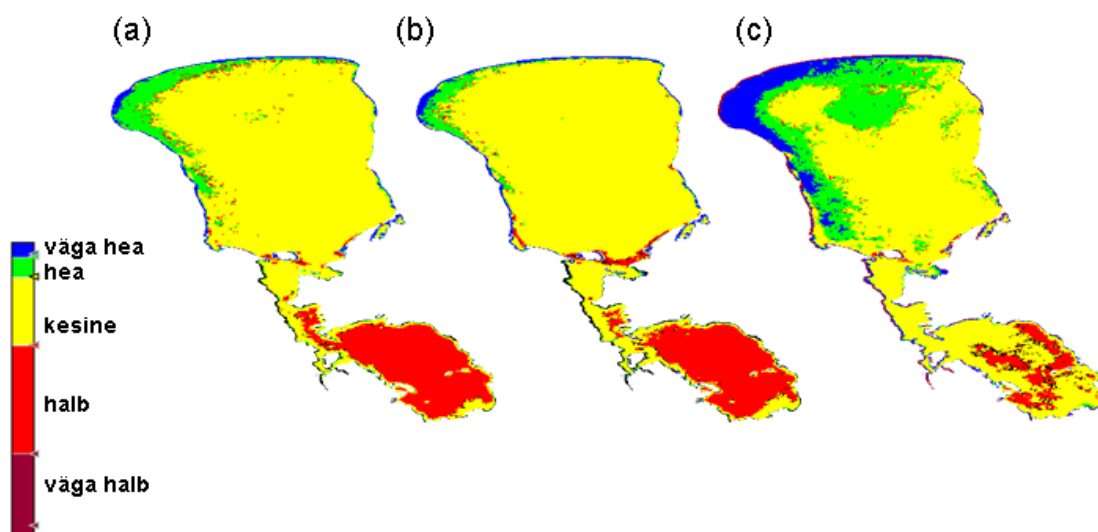
### 3.5. Kvaliteediklasside hindamine Sentinel-3 andmete järgi

Joonis 13 kujutab ökoloogilise seisundi kvaliteediklasside jaotust järve ulatuses 2019. aasta keskmiste väärtuste põhjal. Nii klorofüll  $\alpha$ , fütoplanktoni biomassi kui sinivetikate protsendi järgi hinnates on Peipsi Suurjärve seisund „kesine“, Lämmijärve seisund „kesise“ ja „halva“ vahel ja Pihkva järve seisund „halb“. Peipsi suurjärve seisund halveneb põhi-lõuna suunal, halvemat seisundit on märgata ka Peipsi Suurjärve ja Lämmijärve ühenduskohas. Peipsi Suurjärve lõunaosa madalama kvaliteedihinnangu põhjuseks võib olla kahe järve osa klassipiiride erinevus – klorofüll  $\alpha$  „kesise“ ja „halva“ klassi piirid on Peipsi Suurjärves vastavalt 12–26  $\mu\text{g/L}$  ja 26–37  $\mu\text{g/L}$ , Lämmijärves ja Pihkva järves on need väärtused aga 23–55  $\mu\text{g/L}$  ja 55–70  $\mu\text{g/L}$ .

Joonis 14 kujutab kvaliteediklasside jaotust Nõges (2020) aruandes välja pakutud klassipiiride järgi (Tabel 2). Uute piirväärtuste järgi on veekogu seisund parem kõigi fütoplanktoni parameetrite alusel.



**Joonis 13.** Peipsi järve ökoloogilise seisundi hinnang 2019. aastal fütoplanktoni kvaliteedinäitajate alusel. (a) – klorofüll  $\alpha$  kontsentratsioon, (b) – fütoplanktoni biomass, (c) – sinivetikate % fütoplanktoni biomassist (juuli-september). Kvaliteediklasside piirid Keskkonnaministri määrusest nr 19 (Tabel 1).



**Joonis 14.** Peipsi järve ökoloogilise seisundi hinnang 2019. aastal fütoplanktoni kvaliteedinäitajate alusel. (a) – klorofüll  $\alpha$  kontsentratsioon, (b) – fütoplanktoni biomass, (c) – sinivetikate % fütoplanktoni biomassist (juuli-september). Kvaliteediklasside piirid Nõges (2020) uurimusest (Tabel 2).

## 4. ARUTELU

### 4.1. Tulemuste võrdlus

#### 4.1.1. Peipsi järve 2019. aasta ökoloogilise seisundi hinnang

2019. aastat iseloomustasid Peipsi järves erakordselt madal veetase ja keskmisest kõrgem veetemperatuur, mis aitasid kaasa sinivetikate arenguks eriti soodsa keskkonna tekkimisele. Kuigi klorofüll  $\alpha$  sisaldus oli Peipsi Suurjärves 2019. aasta *in situ* seireandmete põhjal mõnevõrra madalam pikaajalisest keskmisest ja fütoplanktoni biomass on pikaajalise seire põhjal langustrendis, oli sinivetikate osakaal fütoplanktoni biomassist varasemast oluliselt suurem. Lämmijärve seisund halvenes kõigi parameetrite järgi ning fütoplanktoni biomassi osas saavutati kõigi seireaastate maksimum (Eesti Maaülikool 2019).

Kõigi fütoplanktoni kvaliteedinäitajate (klorofüll  $\alpha$ , fütoplanktoni biomass, sinivetikate protsent) oli Peipsi Suurjärve kvaliteediklass „kesine“ ja Lämmijärve seisund „halb“ (Eesti Maaülikool 2019). Need hinnangud on kooskõlas ka OLCI andmete põhjal koostatud kvaliteediklassi kaartidega, kus klassipiirideks on kehtivad Keskkonnaministri määrusega 19 (Joonis 12). Nõges 2020 klassipiiride järgi koostatud kaartidel on klorofüll  $\alpha$  ja fütoplanktoni biomassi põhised hinnangud samad Peipsi Suurjärve jaoks. Lämmijärves on klorofüll  $\alpha$  põhine hinnang samuti „halb“, aga fütoplanktoni biomassi hinnang tõuseks „kesise“ peale (Joonis 13). Kõige suurem on erinevus CY% kvaliteedielemendi järgi hinnates – Nõges 2020 klassipiiride järgi liiguvad nii Lämmijärv kui Pihkva järv „halvast“ kvaliteediklassist „kesisesse“.

Koondhinnang Peipsi järve seisundile 2019. aastal oli „halb“, mis peamiselt oli põhjustatud eelmainitud looduslikest teguritest (Eesti Maaülikool 2019). Peipsi järve fütoplanktoni kvaliteedinäitajate väärtused sõltuvad märgatavalt looduslikest teguritest (temperatuur, veetase jne.) ja järvele on iseloomulik kvaliteedinäitajate suur varieeruvus aastate lõikes (Eesti Maaülikool 2019). Väiksemas ja madalamas Lämmijärves on erinevate aastate ilmastikust tulenevad kõikumised veelgi suuremad. Muutlikkuse tõttu tuleb järve

ökoloogilise seisundi hindamise aluseks võtta pikaajalised trendid. VRD poolt nõutav inimõju hindamine jäi 2019. aastal looduslikest teguritest tingitud muutuste varju.

2019. aasta aruande soovitustes toodi välja seireandmete järjepidevuse tagamise ja täiendav seire korraldamise vajalikkus. Kaugseire kui täiendava meetodi kasutuselevõtt riiklikus seires oleks lihtne ja kuluefektiivne meetod antud soovitude täitmisel.

#### **4.1.2. Õitsengute dünaamika ja järve ökoloogilise kvaliteediklassi hindamine Sentinel-3 andmete järgi**

Peipsi järve kohta koostati klorofüll  $\alpha$  sisaldust iseloomustavad kaardid 2019. aasta vegetatsiooniperioodi (aprill – oktoober) 15 päeva komposiitpiltide põhjal, millele rakendati Alikas jt. (2010) algoritme leidmaks MCI, klorofüll  $\alpha$  ja teiste fütoplanktoni parameetrite väärtusi. Kuna pilvkatteta päevi on vähe, annab keskmistatud piltide kasutamine parema ülevaate järvest tervikuna ja võimaldab välja filtreerida pilvede mõju. Kui kasutatavaid pilte on vähem ja neil esineb pilvi, mida on keerulisem lõpptulemustest välja filtreerida, võivad need siiski keskmistatud pildi väärtusi mõjutada. Seda on näha ka Joonisel 9, mis kujutab klorofüll  $\alpha$  väärtuste muutust järves vegetatsiooniperioodil. Kahel pildil (09.07 – 15.07 ja 15.10 – 16.10) on hoolimata filtreerimistest näha pilvkatte mõju, mille tulemusena puuduvad osad pikslid. Viimasel pildil on pilvkatte tulemusena näha ka Peipsi järve keskelt läbi jooksev madalate väärtuste joon.

2019. aasta Peipsi järve hüdrobioloogilises seirearuandes tuuakse ühe Lämmijärve seisundi halvenemise põhjusena välja toiteainete sissevoolu Pihkva järvest, millele viitavad suurenenud toitesoolade kontsentratsioonid vegetatsiooniperioodi lõpus. Joonisel 9 on näha, et klorofüll  $\alpha$  kontsentratsioon hakkab esimesena tõusma Pihkva järves ja liigub edasi Lämmijärve suunas, samuti on vegetatsiooniperioodi lõpus sealsed klorofüll  $\alpha$  väärtused kõrgemad.

2019. aastal olid klorofüll  $\alpha$  keskmised väärtused Peipsi Suurjärves ootuspäraselt tunduvalt madalamad kui Lämmijärves ja Pihkva järves (Joonis 9). Kõrgemad väärtused esinevad Peipsi Suurjärve ja Lämmijärve ühenduskohas, kuid see võib olla tingitud ka Piirissaare asukohast ja sellest tulenevast naabrusefektist. Siinkohal võiks kaaluda täiendava seire vajalikkust. Lisapunktide 12, 13 ja 14 proovide kogumist terve vegetatsiooniperioodi põhjal soovitatakse ka 2019. aasta Peipsi järve hüdrobioloogilise seire lõpparuandes (Eesti

Maaülikool 2019). Mõju võib avaldada ka kaldaäärne roostik. Samuti on klorofüll  $\alpha$  väärtused aastaringselt veidi kõrgemad proovipunkti 38 läheduses, kus asub Emajõe suudmeala ning mida mõjutab Võrtsjärvest väljakantud fütoplankton.

Joonisel 12 on kujutatud sinivetikate keskmist osakaalu fütoplanktoni biomassist 2019. aastal. Peipsi järves on sinivetikad domineerivaks liigiks ja see väljendub ka aasta keskmiste väärtuste pildil. Aastaringselt on kõige kõrgem sinivetikate osakaal Lämmijärves ja Pihkva järves, erinevus Peipsi Suurjärvega on 30 % – 40 % vahemikus. Peipsi Suurjärves on madalam sinivetikate osakaal eriti just järve põhjapoolses osas. Sinivetikate osakaal ja klorofüll  $\alpha$  kontsentratsioon on omavahel korrelatsioonis kuid mitte üks-ühele vastavad. Sinivetikate kiirusmaksimum on 620 nm juures, MCI valem aga ei ole sinivetikatele spetsiifiline, sellest ka suur varieervus valideermisel ja saadud andmetes.

Peipsi järve 2019. aasta hüdrobioloogilise seire aruande kohaselt olid fütoplanktoni kvaliteedinäitajate järgi Peipsi järve seisund „kesine“ ja Lämmijärve seisund „halb“. Satelliidiandmete kohaselt jääb Peipsi järve seisund üldiselt samaks, kuid Lämmijärv on „kesise“ ja „halva“ seisundi vahel. Erinevus satelliidiandmetel põhinevate ja *in situ* hinnangute vahel tuleneb tõenäoliselt sellest, et satelliidiandmete järgi leitud MCI ja klorofüll  $\alpha$  väärtused on mõnevõrra madalamad *in situ* tulemustest.

Joonis 14 kujutab kvaliteediklasside jaotust Nõges (2020) aruandes välja pakutud klassipiiride järgi (Tabel 2). Uute piirväärtuste järgi on veekogu seisund parem kõigi fütoplanktoni parameetrite alusel.

## 4.2. Sentinel-3/OLCI vs. *in situ* metoodika hinnang

Käesolevas töös leitud andmete põhjal on OLCI Level 1 mõõtmistulemused võrreldes *in situ* andmetega madalamad kõigi fütoplanktoni kvaliteedinäitajate jaoks. Tugevamas lineaarses seoses olid klorofüll  $\alpha$  mõõtmised ( $R^2=0.69$ ), mis on kooskõlas varasemate uuringute tulemustega. Binding jt. 2017. aasta artiklis Erie järve OLCI ja *in situ* andmete kõrvutamisel selgus, et OLCI Level 1 mõõtmistulemustest leitud klorofüll  $\alpha$  väärtused olid madalamad tegelikest väärtustest, kohati kuni 80% (Binding jt. 2017).

Klorofüll  $\alpha$  mõõtmistulemuste keskmine hälve oli Peipsi Suurjärves -5,37  $\mu\text{g/L}$ , Lämmijärves ja Pihkva järves -16,50  $\mu\text{g/L}$ . Kogu järve kohta oli keskmine hälve -8,85  $\mu\text{g/L}$ . Protsentuaalselt olid Peipsi järve põhja- ja lõunaosa vahel erinevused suuremad – Peipsi

Suurjärves oli keskmine suhteline viga protsentides -48%, Lämmijärves ja Pihkva järves aga koguni -201%. Põhjuseks võib olla Peipsi järve lõunapoolsema osa kõrgem keskmine klorofüll  $\alpha$  kontsentratsioon ja kasutatud algoritmi parem vastavus pigem keskmistele klorofüll  $\alpha$  väärtustele.

Sinivetikate osakaalu määramiseks kogu fütoplanktoni biomassist kasutati järve põhja- ja lõunaosa jaoks erinevaid algoritme. Peipsi Suurjärves oli keskmine hälve -7,33, Lämmijärves ja Pihkva järves -5,46. Suhteline viga protsentides oli madalam lõunapoolses osas (-16%), Peipsi Suurjärves oli suhteline viga protsentides -77%. Suurjärves on sinivetikate osakaal väiksem, algoritmid on aga tundlikumad suuremate väärtuste osas. Alikas jt. (2010) artiklis leiti samuti, et MCI kaudu sinivetikate osakaalu arvutamine annab paremaid tulemusi Lämmijärves ja Pihkva järves. Erinevuse põhjuseks on tõenäoliselt ka see, et MCI ei ole ainult sinivetikatele orienteeritud ja sinivetikate kiirgusmaksimum (620 nm) ei lange kokku algoritmis kasutatud lainepikkustega.

### 4.3. Kaugseire probleemid

Satelliitmõõtmiste tulemuste valideerimise teeb keerulisemaks sinivetikate ebaühtlane jaotus õitsengu piirkonnas, seda nii vertikaalselt kui ka õitsengu pindala ulatuses. Sinivetikate eeliseks teiste vetikate ees on nende võime kasutada fotosünteesiks valgust ka siis, kui selle intensiivsus on väike. Lisaks on sinivetikad rakkudes olevate gaasivakuoolide abil võimelised reguleerima oma hõljuvust ja valima tuulevaiksetes tingimustes omale kasvuks optimaalse sügavuse (Reynolds jt. 1987, Toming jt. 2017). Surnud vetikad kaotavad ujuvuse ja koonduvad veekogu pinnale ja moodustavad kihi, mis võib olla mitme sentimeetri paksune. See omakorda muudab fütoplanktoni parameetrite hindamise kaugseire meetoditel raskemaks, kuna klorofüll  $\alpha$ -d tootvad elusad rakud võivad asuda madalamates veekihtides (Kutser 2004, Toming jt. 2017). Sinivetikad on ka õitsengu pindalal ebaühtlaselt jaotunud ja variatsioonid võivad esineda ka ühe piksli piires (Kutser 2004, Kutser 2009). OLCI lahutusvõime on 0,3 km, seega võivad muutused osaliselt märkamata jääda.

Erinevuste põhjuseks OLCI ja *in situ* mõõtmistulemuste vahel võib olla ka seire toimumise aeg. Sinivetikate asukohta nii järve alal kui erinevates veekihtides mõjutab ilmastik ning tuule mõjul võib tekkida veesamba segunemine, mille käigus satuvad vetikad sügavamatesse veekihtidesse ja satelliidi andmete järgi tuvastatud õitsengu intensiivsus hinnatakse tegelikust madalamaks (Wynne jt. 2010, Kutser jt. 2008). Tuule mõjul võib õitsengu asukoht

järves muutuda iga päevaga, aga ka erinevatel kellaaegadel tehtud mõõtmised võivad anda erinevaid tulemusi. Parimate tulemuste saamiseks peaksid nii OLCI kui *in situ* mõõtmised olema teostatud samal kellaajal, andmete valideerimiseks on soovitatav kellaaja erinevus alla tunni (EUMETSAT 2021). Paraku ei ole sellise täpsusvahemiku saavutamine käesolevas töös võimalik. Sentinel-3 ülelend Eesti laiuskraadidelt toimub iga päev vahemikus 08:00 – 09:00 GMT ehk 11:00 – 12:00 Eesti aja järgi. *In situ* mõõtmiste jaoks kogutakse proove üle kogu järve seirepäeva jooksul ning erinevates punktides ei toimu mõõtmised samas ajavahemikus. Seetõttu on punkte, kus satelliidi ja *in situ* mõõtmised nii kuupäevaliselt kui kellajaliselt kokku langevad, väga vähe. Käesolevas töös on kasutatud sama kuupäeva andmed kellaaja järgi filtreerimata.

Optiline kaugseire on väga mõjutatav ilmastikust ning kuna parimad tulemused saavutatakse pilvitu ilmaga, tekib seireandmetes olukord, kus kasutatavaid andmeid ei ole aasta lõikes kõigil kuudel ühepalju ja teatud perioodid on rohkem esindatud (Binding jt. 2021). Käesolevas töös kasutatud 2016 – 2020 aastatel oli Sentinel-3 andmeid kõige rohkem aprillis (15,7% kõigist tulemustest), augustis (19,2%) ja septembris (21,3%). Kõige vähem tulemusi saadi oktoobris (8,6%). Suurem andmete hulk võimaldab anda täpsemaid hinnanguid fütoplanktoni parameetritele, antud juhul on seega parem ülevaade öitsengu kõrghooajast (august ja september). Öitsengute alguse ja lõpu kohta on aga vähem andmeid, mistõttu on raske täpselt hinnata ka öitsengute kestust.

Lisaks ilmastikule ja seireajale mõjutab valideerimist ka *in situ* proovivõtu meetoodika. Proovide kogumiseks laevaga seirepunkti sõitmise tagajärjel toimub vee segunemine ja vetikaõitsengu struktuuri lõhkumine. Proovide võtmisel võivad sinivetikad kinnituda proovianuma seintele, mistõttu laboratoorsetes mõõtmistes saadavad tulemused ei pruugi öitsengu tegelikke väärtusi iseloomustada (Kutser 2004, Kutser 2009).

#### **4.4. Lisandväärtus VRD**

Monitooringu sagedus ja ajastus mõjutavad oluliselt veekogu ökoloogilise kvaliteediklassi hinnangut. Alikas jt. (2014) artiklis selgub, et Peipsi järves ja Lämmijärves on satelliidiandmetest ja *in situ* mõõtmistest saadud näitajate põhjal määratud kvaliteediklassid kõige sarnasemad, Pihkva järves aga oli satelliidiandmete põhjal määratud kvaliteediklass kõrgem. Erinevuste põhjuseks on tõenäoliselt monitooringu väiksem sagedus Pihkva järves. Venemaa poolsetest seirepunktidest nii Pihkva järves kui Peipsi järves saadakse andmeid



ainult augustikuus, kuhu langeb vetikaõitsengute kõrgaeg, mis tähendab, et saadud väärtused on kõrged ja ainult nende põhjal hinnates on järve ökoloogiline seisundiklass kehvem. Tervet vegetatsiooniperioodi jälgides on võimalik anda veekogu seisundile objektiivsem hinnang.

Satelliidipiltidelt saab korraga jälgida tervet veekogu, mis aitab ökoloogilist kvaliteediklassi täpsemalt määrata. Punktmõõtmiste järgi antud hinnang leitakse keskmistades üle kõigi seiretulemuste, kuid see meetod ei võta arvesse kõiki veekogusiseseid erinevusi. Kaugseire abil on võimalik hinnata, kas ökoloogilise kvaliteedi parameetrid on mingis piirkonnas stabiilselt kõrgemad kui mujal, isegi kui selles piirkonnas *in situ* seirepunkte ei asu. Probleemse piirkonna tuvastamise järel on võimalik vajadusel läbi viia täiendavad uuringuid ja selgitada välja, mis on madalamate kvaliteedinäitajate põhjuseks.

Veeõitsengute monitooringu edukus sõltub paljudest teguritest, mis erinevates järvedes varieeruvad. Peipsi järve tervikuna iseloomustavad sinivetikate osakaalu pikaajaliste mediaanide kõrged väärtused (Peipsi Suurjärv 32%, Lämmijärv 54%, Pihkva järv 57%). Kõrgem sinivetikate osakaal on enamasti positiivses korrelatsioonis õitsenguid põhjustavate liikide esinemisega, kuid mürgiste vetikaõitsengute tekke tõenäosus sõltub ka hooajalistest erinevustest ning järvede individuaalsest fütoplanktoni koosseisust (Binding jt. 2021). Peipsi järves esinevatest sinivetikaliikidest 60% kuuluvad vetikaõitsenguid põhjustavatesse perekondadesse ja see näitaja kasvab Peipsist Pihkva järve suunas (Nõges 2020). Tsüanotoksiine ennast ei ole võimalik kaugseire meetoditega otse tuvastada, kuna neil puuduvad iseloomulikud kiirguse neelamise ja hajutamise piigid nähtavas lainelas, mille järgi saaks neid tuvastada kasutades optilist passiivset kaugseiret (Stumpf jt. 2016). Kaugseire meetodeid kasutades saab aga hinnata õitsengute pindala ja intensiivsust üldiselt ning saadud tulemuste põhjal valida punktmõõtmisteks optimaalseimad ajad ja piirkonnad.

Lisaks on kaugseire andmete abil võimalik hinnata täiendava *in situ* seire vajalikkust. *In situ* proovivõtu väikese sageduse tõttu võivad märkamata jääda olulised muutused ökosüsteemis, nagu näiteks vetikaõitsengute käitumine. Õitsengute kiire muutlikkuse tõttu võib tekkida olukord, kus *in situ* seireandmed saadakse mõnel aastal õitsengu intensiivsuse kõrgpunktis, kuid teistel aastatel jäävad kõrgeimad intensiivsused registreerimata. See omakorda mõjutab igal aastal järvele antavat kvaliteediklassi hinnangut ja olenevalt seire ajast ning õitsengu kõrgpunkti kokkulangevusest võib alandada või tõsta kvaliteediklassi hinnangut (Binding jt. 2021).

VRD rakendamiseks on kaugseiret kasutatud juba Soomes ja Rootsis, viimases kasutati MERIS-e vaatlustest pärit klorofüll  $\alpha$  ja vee läbipaistvuse andmeid 2014. aasta VRD aruandes. Soomes tuleb VRD raames raporteerida 4617 järve kohta, millest paljud on raskesti ligipääsetavad ja kus seetõttu toimub *in situ* seire väiksema sagedusega. Sentinel missiooni vaatlustel põhinevad satelliidiandmed on lisatud riiklikku VRD süsteemi ja veekogude seisundi hindamisel kombineeritakse kaugseire tulemused *in situ* andmetega. Satelliidiandmete põhjal hinnatakse klorofüll  $\alpha$ , vee läbipaistvuse (Secchi ketta) ja lahustunud orgaanilise aine parameetreid (Papathanaopoulou jt. 2019). Kaugseire andmed on võimaldanud veekogude ökoloogilise kvaliteedi näitajate seires tunduvalt suuremat ajalist ja ruumilist katvust ja lisandväärtusena täpsemate kvaliteedinäitajate visualiseerimist, näiteks kasutatakse seda võimalust klorofüll  $\alpha$  kontsentratsiooni suvekuude keskmiste väärtuste kaartide koostamisel, mis avaldatakse igal aastal (Papathanaopoulou jt. 2019).

Itaalias on satelliidiandmeid kasutatud VRD rakendamiseks Trasimeno järves, täpsemalt klorofüll  $\alpha$  kontsentratsiooni muutuste kaardistamiseks 2018. aastal. Trasimeno järves on kaks seirepunkti, kus klorofüll  $\alpha$  kontsentratsiooni mõõdetakse aastas kuuel korral. Lisaks asub järves kaheksa suplusvee direktiivi (2006/7/EÜ) seirepunkti, kus mõõdetakse ainult sinivetikate hulka ja toksiinide kontsentratsiooni. Sentinel-2 ja Sentinel-3 vaatlusandmete põhjal koostati klorofüll  $\alpha$  kaardid maist septembrini, mida Umbria regiooni Keskkonnaagentuur (ARPA-U) kasutas 2018. aasta suplusvee direktiivi raportis. (Papathanaopoulou jt. 2019).

## KOKKUVÕTE

Käesolevas magistritöös uuriti Sentinel-3/OLCI võimalikke kasutusviise fütoplanktoni kvaliteedinäitajate seires EL veepoliitika raamdirektiivi 2000/60/EÜ (VRD) rakendamiseks. Magistritöö eesmärk oli hinnata, kui hästi on vastavuses kaugseire meetoditega saadud ja *in situ* mõõtmiste tulemused, millised olid fütoplanktoni (klorofüll  $\alpha$ , sinivetikate osakaal) parameetrid ja veeõitsengute dünaamika Peipsi järves 2019. aastal, millisel määral on võimalik kasutada kaugseire andmeid veekogu ökoloogiliste kvaliteediklasside määramisel ja milline võiks olla kaugseire lisandväärtus VRD eesmärkide saavutamisel.

Töös kasutati Peipsi järve pikaajalisi seireandmeid aastatest 1983 – 2020 (saadud Limnoloogiakeskuse andmebaasist), Peipsi järve hüdrobioloogilise seire andmeid aastatest 2016 – 2020 (saadud Keskkonnaagentuuri keskkonnaseire andmekogust KESE) ja Sentinel-3/OLCI andmeid aastatest 2016 – 2020 (päriti Maa-ameti riiklikust satelliidiandmete keskusest ESTHub).

Töö käigus hinnati Sentinel-3/OLCI ja *in situ* andmete vastavust. Valideerimiseks võrreldi mõlema meetodiga saadud sama päeva tulemusi samadest seirepunktidest aastatel 2016 – 2020. Kokku leidis 48 paari andmeid klorofüll  $\alpha$  väärtuste jaoks ja 34 paari CY% jaoks. Saadud andmete põhjal arvutati statistikud keskmise hälbe ja keskmise hälbe protsendi jaoks. Tulemustest selgus, et Peipsi järves on paremas vastavuses OLCI ja *in situ* klorofüll  $\alpha$  väärtused ( $R^2=0.68$ ), sinivetikate osakaalu puhul oli seos nõrgem ( $R^2=0.3$ ). Peipsi Suurjärves oli ka klorofüll  $\alpha$  keskmine hälve väiksem kui Lämmijärves ja Pihkva järves, viimastes aga oli keskmine hälve väiksem sinivetikate protsendi hinnangu kohta.

Veeõitsengute parameetrite hindamiseks defineeriti õitsengud kolmel meetodil – juuni-september klorofüll  $\alpha$  pikaajaline mediaanväärtus +5%, juuli-september klorofüll  $\alpha$  pikaajaline mediaanväärtus +5% ja sinivetikate protsent üle piirmäära (30% Peipsi järves, 51% Lämmijärves ja Pihkva järves). Saadud andmete põhjal hinnati õitsengu pindala, inetsiivsust ja kestust. Kõige ulatuslikumad olid õitsengud CY% meetodil hinnates, kõrgeim intensiivsus leiti juuli-september mediaani alusel määratud veeõitsengu piirkonnas. Õitsengud saavutasid kõrgeima intensiivsuse ja suurima pindala Lämmijärves ja Pihkva

järves augusti keskel, Peipsi Suurjärves oli õitsengute pindala ja intensiivsuse kõrgpunkt hilisem.

OLCI 15 päeva keskmistatud andmete põhjal koostati kaardid 2019. aasta klorofüll  $\alpha$  ja sinivetikate osakaalu dünaamika muutuste kohta. Mõlema kvaliteedinäitaja kohta koostati ka aasta keskmiste väärtuste kaardid. Lisaks koostati järve kvaliteediklassi hinnangu kaardid fütoplanktoni näitajate jaoks (klorofüll  $\alpha$ , fütoplanktoni biomass, sinivetikate osakaal biomassist). Ökoloogilist kvaliteediklassi hinnati nii hetkel kehtivate piirväärtuste kui Nõges (2020) aruandes välja pakutud uute klassipiiride järgi. Kehtivate piirväärtuste põhjal oli Peipsi Suurjärve kvaliteediklass kõigi fütoplanktoni näitajate järgi „kesine“ ja Lämmijärve oma „halb“, mis ühtib 2019. aasta Peipsi järve ökoloogilise seire aruande tulemustega.

Satelliidimõõtmiste peamiseks takistuseks on halvad ilmastikutingimused, kuna pilves ilmaga ei ole võimalik andmeid saada. Valideerimise *in situ* mõõtmistega muudavad keerukamaks sinivetikate ebaühtlane ruumiline jaotus veeõitsengu piirkonnas, variatsioonid satelliidi lahutusvõimest väiksemal skaalal, kaugseire ja *in situ* mõõtmiste kellaajalised erinevused, aga ka proovivõtu meetodikast tingitud ebatäpsused *in situ* admetes.

Kaugseire võimaldab tõsta seiresagedust, jälgida korraga suuremat piirkonda ja seirata raskesti ligipääsetavaid piirkondi ja seeläbi määrata täpsemalt veekogu ökoloogilist kvaliteediklassi. Seetõttu on VRD eesmärkide saavutamiseks kaugseiret kasutatud juba Soomes ja Rootsis, suplusvee direktiivi (2006/7/EÜ) rakendamiseks ka Itaalias. Veekogu ökoloogilise kvaliteediklassi hinnangut mõjutavad olulisel määral monitooringu sagedus ja ajastus. *In situ* seire toimub Peipsi järvel kord kuus, Venemaa poolsetest proovipunktidest saadakse andmeid ainult kord aastas toimuva ühisseire ajal, mistõttu võivad märkamata jääda ökosüsteemis toimuvad muutused.

## SUMMARY

The present Master's thesis focused on evaluating the possible applications of Sentinel-3/OLCI instrument in monitoring phytoplankton quality elements for the European Union Water Framework Directive 2000/60/EC (WFD). The purpose of this thesis was to evaluate the correspondence of data obtained by using remote sensing methods and *in situ* monitoring about phytoplankton parameters (chlorophyll  $\alpha$ , percentage of cyanobacteria of the total phytoplankton biomass) and algae bloom dynamics in Lake Peipsi on the year 2019, to what extent it would be possible to use the remote sensing data for ecological classification of water bodies and what could be the additional value remote sensing can provide for achieving the goals of WFD.

The long- term monitoring data of Lake Peipsi from 1983 – 2020, used in this work, is from the Centre of Limnology's database, hydrobiological monitoring data of Lake Peipsi was obtained from Enviromental Agencie's environmental monitoring database (KESE). Sentinel-3/OLCI remote sensing data was obtained from Land Board's center for satellite data (ESTHub).

Sentinel-3/OLCI and *in situ* data matchups were evaluated comparing same day data from 2016 to 2020 of the corresponding monitoring sites. In total there were 48 pairs for chlorophyll  $\alpha$  values and 34 pairs for cyanobacteria percentage (CY%). Mean Difference and Mean Percentage Difference were calculated based on the data. The chlorophyll  $\alpha$  OLCI and *in situ* values in Lake Peipsi were in good accordance ( $R^2=0.68$ ), the correlation for CY% was weaker ( $R^2=0.3$ ). The mean difference for chlorophyll  $\alpha$  values was smallest in Lake Pepsi *sensu stricto* (s.s.), for CY% the mean difference was smaller in Lake Lämmijärv and Lake Pihkva.

Surface area, intensity and duration of the algae blooms were found by using three methods to define the bloom thresholds – long-term mean value of chlorophyll  $\alpha$  from June to September +5%, long-term mean value of chlorophyll  $\alpha$  from July to September +5% and cyanobacteria percentage above certain threshold (30% for Lake Peipsi s.s., 51% for Lake Lämmijärv and Lake Pihkva). Largest bloom area values were found using CY% method,

highest intensity was registered for July-September median chlorophyll  $\alpha$  method. In Lake Lämmijärv and Lake Pihkva the maximum intensity and bloom area was registered mid-august, peak intensity and maximum surface area in Lake Peipsi s.s. occurred later (late August to mid-September).

OLCI 15 day rolling averages were used to compile maps for chlorophyll  $\alpha$  and cyanobacteria percentage dynamics in the year 2019. For both indicators the yearly average value maps were also compiled. Maps were also created to illustrate the ecological quality classes based on phytoplankton indicators (chlorophyll  $\alpha$ , total phytoplankton biomass and cyanobacteria percentage of phytoplankton). For these maps the class limits currently in effect were used, as well as the proposed new values from Nöges (2020) report. Based on the values currently in effect the quality class of Lake Peipsi s.s. was „moderate“ in all phytoplankton categories and Lake Lämmijärv belonged to „poor“ quality class. These evaluations are in accordance with the official assessment in the ecological monitoring report for Lake Peipsi on 2019.

Main obstacle for optical remote sensing observations is the weather, since data cannot be obtained in case of cloud coverage. Validating OLCI and *in situ* data is complicated due to the uneven distribution of cyanobacteria in the bloom area, variations within the bloom on smaller scale than the satellite resolution, different monitoring times for OLCI and *in situ* measurements and inconsistencies in the *in situ* datasets themselves caused by sampling methods.

Remote sensing provides possibilities for more frequent monitoring and observing large areas simultaneously, as well as monitoring remote and hard-to-reach locations. For these reasons, remote sensing methods have already been used for achieving WFD objectives in Finland and Sweden, remote sensing has also been used in scope of Bathing Water Directive (2006/7/EC) in Italy. The ecological quality assessment of water bodies is significantly impacted by the frequency and timing of the monitoring. On Lake Peipsi, *in situ* monitoring is scheduled once a month on the Estonian side. Data from the observation points on the Russian side is collected in August every year in scope of the joint monitoring expedition of the two countries. Due to the low frequency of the traditional monitoring some changes in the ecosystem might go unnoticed.

## Kasutatud kirjandus

- Alikas, K.; Kangro, K.; Reinart, A** (2010). Detecting cyanobacterial blooms in large North European lakes using the Maximum Chlorophyll Index. – *Oceanologia*. 52 (2), lk 237–257.
- Alikas, K.; Kangro, K.; Randoja, R.; Asuküll, E.; Reinart, A.** (2014). Satelliidi-info kasutamise võimalused veekogude seisundi määramiseks Eesti suurtes järvedes. A. Aan, K. Narusk (toim). – *Kaugseire Eestis 2014*. lk 59–68. Keskkonnaagentuur.
- Ansper A.; Alikas K.** (2019). Retrieval of Chlorophyll a from Sentinel-2 MSI Data for the European Union Water Framework Directive Reporting Purposes. – *Remote Sensing*. 11(1):64
- Binding, C.E.; Zastepa, A.; Zeng, C.;** (2017). The impact of phytoplankton community composition on optical properties and satellite observations of the 2017 western Lake Erie algal bloom. – *Journal of Great Lakes Research*. 45 (3). lk 573–586.
- Binding, C.E.; Mccullough, G. K.; Watson, S. B.** (2018.) An analysis of satellite-derived chlorophyll and algal bloom indices on Lake Winnipeg. – *Journal of Great Lakes Research*. 44 (3). lk 436–446.
- Binding, C.E.; Pizzolato, L.; Zeng, C.** (2021). EOLakeWatch; delivering a comprehensive suite of remote sensing algal bloom indices for enhanced monitoring of Canadian eutrophic lakes. – *Ecological Indicators*. 121: 106999.
- Blank, K.; Loigu, E.; Laugaste, R.; Haberman, J.** (2017). The ecological state of Lake Peipsi (Estonia/Russia): improvement, stabilization or deterioration? – *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences*. 66 (1), lk 18–28.
- Copernicus Open Access Hub. (2021). ESA [veebileht] <https://scihub.copernicus.eu/> (18.01.2021)
- Edler, L.** (1979). Phytoplankton counts. Results and analysis of the intercalibration experiments. – *Interim Baltic Marine Environment Protection Commission*. lk 1–20.
- Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut. (2019). Peipsi järve hüdrobioloogiline seire 2019.a, lõpparuanne, Tartu. 130 lk.
- Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut. (2020). Peipsi järve suvise ühisseire hüdrobioloogiline seire ja uuringud aastal 2020, lõpparuanne, Tartu.
- ESA. (2021). SENTINEL-3 OLCI Introduction [veebileht] <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-3-olci> (06.03.2021)

- EUMETSAT. (2018). Sentinel–3 OLCI Marine User Handbook.
- EUMETSAT. (2021). Recommendations for Sentinel–3 OLCI Ocean Colour product validations in comparison with *in situ* measurements – Matchup Protocols.
- Euroopa Nõukogu (2000) Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik
- Govindjee; Shevela, D.** (2011). Adventures with cyanobacteria: a personal perspective. – *Frontiers in Plant Science*. 2 (28).
- Gower, J.; King, S.; Goncalves, P.** (2008). Global monitoring of plankton blooms using MERIS MCI. – *International Journal of Remote Sensing*. 29 (21), lk 6209–6216.
- Haberman, J.; Timm, T.; Raukas, A (Toim.)** (2008). Peipsi. Tartu: Eesti Loodusfoto.
- Heinsalu, A.; Alliksaar, T.; Leeben, A.; Nõges, T.** (2007). Sediment diatom assemblages and composition of pore–water dissolved organic matter as indicators of recent eutrophication history of Lake Peipsi. – *Hydrobiologia*. 584 (1), lk 133–143.
- Huisman, J.; Codd, G.A.; Paerl, H.W. jt.** (2018) Cyanobacterial blooms. – *Nature Reviews Microbiology*. 16. lk 471–483
- IOCCG (2018). Earth Observations in Support of Global Water Quality Monitoring. (eds. Greb, S.; Dekker, A.; Binding, C.), IOCCG Report Series, No. 17, International Ocean Colour Coordinating Group, Dartmouth, Canada.
- Keskkonnaagentuur. (2019). Riiklik keskkonnaseire programm: pinnavee seire allprogramm. Tallinn.
- Keskkonnaministeerium. (2020). Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused.
- Keskkonnaministeerium. (2020:2). Maismaa seisuveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid bioloogiliste, füüsikalise–keemiliste ja hüdro-morfoloogiliste kvaliteedielementide ja kvaliteedinäitajate järgi, Keskkonnaministri 16.04.2020. a määrus nr 19 Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused Lisa 5.
- Keskkonnaministeerium. (2021). Meetmeprogramm 2021–2027. Ida–Eesti vesikond, Lääne–Eesti vesikond, Koiva vesikond.



- Keskkonnaministri määrus nr. 44 Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord.
- KESE. (2021). Seireprogramm: Peipsi järve hüdrobioloogiline seire. [veebileht] <https://kese.envir.ee/kese/viewProgramNew.action?uid=500669>
- Kutser, T.** (2004). Quantitative detection of chlorophyll in cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. – *Limnology and Oceanography*. 49, lk 2179–2189.
- Kutser, T.; Metsamaa, L.; Dekker, A.G.** (2008). Influence of the vertical distribution of cyanobacteria in the water column on the remote sensing signal. – *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 78, lk 649–654.
- Kutser, T.** (2009). Passive optical remote sensing of cyanobacteria and other intense phytoplankton blooms in coastal and inland waters. – *International Journal of Remote Sensing*. 30: lk 4401–4425.
- Kutser, T.; Paavel, B.; Verpoorter, C.; Ligi, M.; Soomets, T.; Toming, K.; Casal, G.** (2016). Remote Sensing of Black Lakes and Using 810 nm Reflectance Peak for Retrieving Water Quality Parameters of Optically Complex Waters. – *Remote Sensing*. 8(6):497.
- Loigu, E.; Leisk, Ü.; Iital, A.; Pachel, K.** (2008). Peipsi järve valgla reostuskoormus ja jõgede kvaliteet. – *Peipsi* (Haberman, J., Timm, T., and Raukas, A., eds), lk 179–199. Eesti Loodusfoto, Tartu.
- Loos, R.; Lettirei, T.; Conduto Antônio, D.; Sanseverino, I.** (2017). Cyanotoxins: methods and approaches for their analysis and detection. EUR 28624.
- Maa–amet. (2021). ESTHub satelliidiandmed [veebileht] <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Teenused/ESTHub-teenused-p443.html> (10.12.2020)
- Maa–amet. (2021). ESTHub andmeportaal [veebileht] <https://ehdatahub.maaamet.ee/> (29.01.2020)
- Mascarenhas V.; Keck T.** (2018). Marine Optics and Ocean Color Remote Sensing. – *YOUMARES 8 Oceans Across Boundaries: Learning from each other* (Eds. Jungblut S., Liebich V., Bode M) Springer, Cham. lk 41–54.
- Milne, B. F.; Toker, Y.; Rubio, A.; and Nielsen, S. B.** (2015). Unraveling the Intrinsic Color of Chlorophyll. – *Angewandte Chemie International Edition*. 54 (7), lk 2170–2173.

- Mobley, C.; Stramski, D.; Bissett, W. P.; Boss, E. S.** (2004). Optical Modeling of Ocean Waters: Is the Case 1 – Case 2 Classification Still Useful? – *Oceanography*. 17(2), lk 60–67. Washington D.C.
- Morel, A.; Prieur, L.** (1977). Analysis of variations in ocean color. – *Limnology and Oceanography* 22, lk 709–722.
- Moore, G. K.**; (1980). Satellite remote sensing of water turbidity / Sonde de télémessure par satellite de la turbidité de l'eau. – *Hydrological Sciences Journal*, 25(4), 407-421
- NASA. (2012). Coastal Zone Color Scanner Experiment (CZCS) [veebileht] <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/data/czcs/> (01.05.2021).
- Nõges, P.** (2020). Uuring Peipsi järve füüsikalis–keemiliste ja fütoplanktoni kvaliteedinäitajate klassipiiride täpsustamiseks.
- Ott, I.; Maileht, K.; Laarma, R.** (2013). Järvede ökoloogilise seisundi hindamisel kasutatava fütoplanktoni ja füüsikalis–keemiliste kvaliteedinäitajate klassipiiride korrigeerimine ja referentstingimuste seadmine. Tartu.
- Paerl, H.W.; Otten, T.G.** (2012). Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. – *Microbial Ecology*. 65, lk 995–1010.
- Papathanaopoulou, E.; Simis, S. et al.** (2019). Satellite-assisted monitoring of water quality to support the implementation of the Water Framework Directive. – *EOMORES white paper*. lk 28
- R Core Team.** (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [veebileht] <https://www.R-project.org/>.
- Reichstetter, M.; Fearn, P.R.C.S.; Weeks, S.J.; McKinna, L.I.W.; Roelfsema, C.; Furnas, M.** (2015). Bottom Reflectance in Ocean Color Satellite Remote Sensing for Coral Reef Environments. – *Remote Sensing*. 7, lk 16756-16777
- Reinart, A., Kutser, T.** (2006). Comparison of different satellite sensors in detecting cyanobacterial bloom events in the Baltic Sea. – *Remote Sensing of Environment*. 102, lk 74–85.
- Reynolds, C. S.; Oliver, R. L.; Walsby, A. E.** (1987). Cyanobacterial dominance: The role of buoyancy regulation in dynamic lake environments. – *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 21:3, lk 379–390.
- Ritchie, J.C.; McHenry, J.R.; Schiebe, F.R.; Wilson, R.B.** (1974). The relationship of reflected solar radiation and the concentration of sediment in the surface water of reservoirs. – *Remote*

*Sensing of Earth Resources Vol. III* (F. Shahrokhi, editor), The University of Tennessee Space Institute, Tullahoma, Tennessee, lk 57–72.

SNAP (2021) ESA Sentinel Application Platform v2.0.2, <http://step.esa.int>

**Spyrakos, E.; O'Donnell, R.; Hunter, P.D.; Miller, C.; Scott, M.; Simis, S.G.H.; Neil, C.; Barbosa, C.C.F.; Binding, C.E.; Bradt, S.; Bresciani, M.; Dall'Olmo, G.; Giardino, C.; Gitelson, A.A.; Kutser, T.; Li, L.; Matsushita, B.; Martinez-Vicente, V.; Matthews, M.W.; Ogashawara, I.; Ruiz-Verdú, A.; Schalles, J.F.; Tebbs, E.; Zhang, Y.; Tyler, A.N.** (2018), Optical types of inland and coastal waters. – *Limnology and Oceanography*. 63: 846-870.

**Stumpf, R.P.; Davis, T.W.; Wynne, T.T.; Graham, J.L.; Loftin, K.A.; Johengen, T.H.; Gossiaux, D., Palladino, D.; Burtner, A.** (2016). Challenges for mapping cyanotoxin patterns from remote sensing of cyanobacteria. – *Harmful Algae*. 54, lk 160–173.

**Tammeorg, O., Horppila, J., Laugaste, R., Haldna, M. & Niemistö, J.** (2015). Importance of diffusion and resuspension for phosphorus cycling during the growing season in large, shallow Lake Peipsi. – *Hydrobiologia*. 760, lk 133–144.

**Toming, K.; Kutser, T.; Uiboupin, R.; Arikas, A.; Vahter, K.; Paavel, B.** (2017). Mapping Water Quality Parameters with Sentinel–3 Ocean and Land Colour Instrument Imagery in the Baltic Sea. – *Remote Sensing*. 9 (10): 1070.

**Tomkins, M.; Martin, A.; Nurser, A.; Anderson, T.R.** (2020). Phytoplankton acclimation to changing light intensity in a turbulent mixed layer: A Lagrangian modelling study. – *Ecological Modelling*, 417, 108917, 10 lk

**Topp, S. N.; Pavelsky, T. M.; Jensen, D; Simard, M.; Ross, M. R. V.** (2020). Research Trends in the Use of Remote Sensing for Inland Water Quality Science: Moving Towards Multidisciplinary Applications. – *Water*. 12(1), 169.

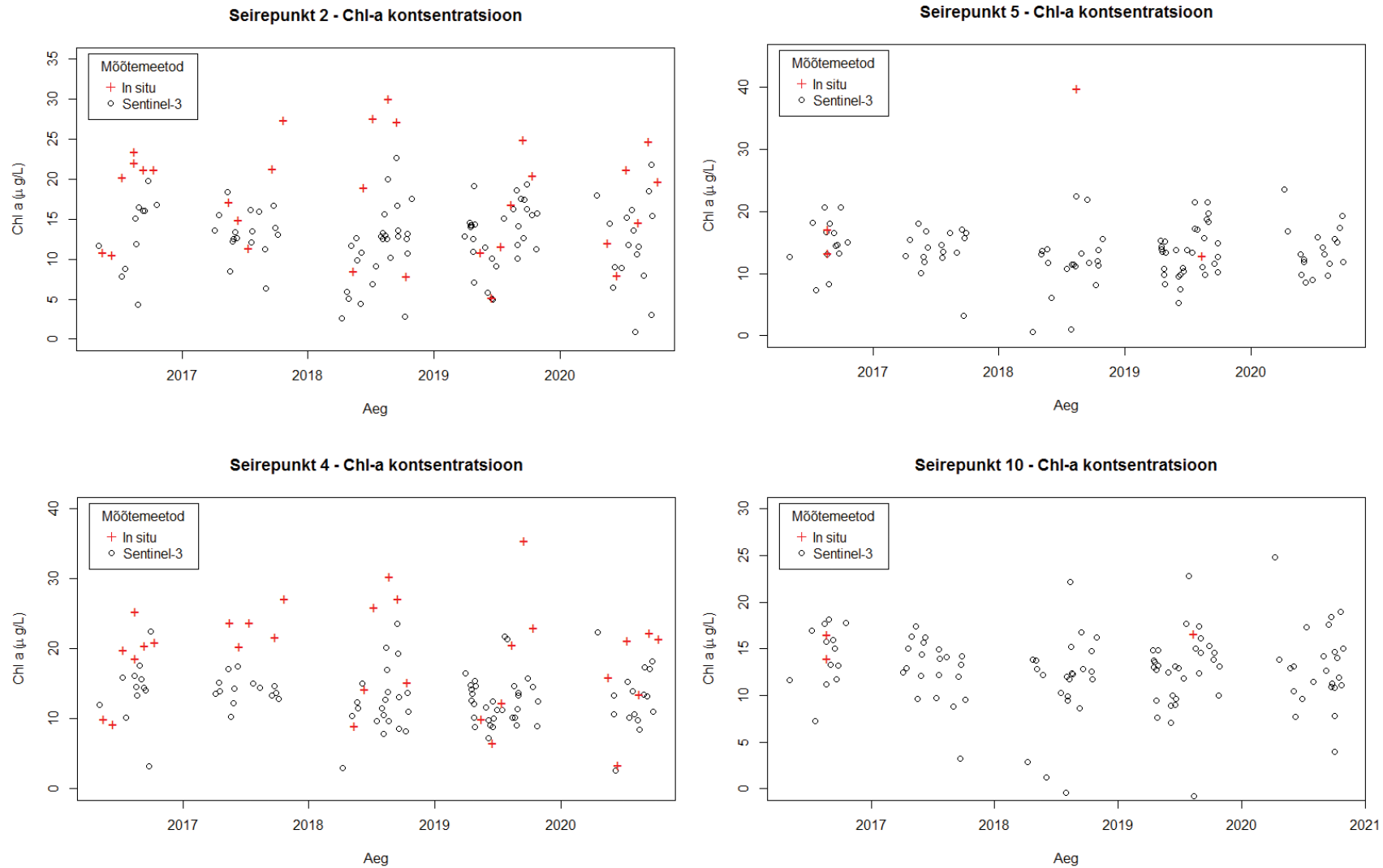
**Uudeberg, K.; Aavaste, A.; Kõks, K.-L.; Ansper, A.; Uusõue, M.; Kangro, K.; Ansko, I.; Ligi, M.; Toming, K.; Reinart, A.** (2020). Optical Water Type Guided Approach to Estimate Optical Water Quality Parameters. – *Remote Sensing*. 12 (6), 931

**Utermöhl, H.** (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. – *Mitteilung Internationale Vereinigung fuer Theoretische unde Amgewandte Limnologie*. 9, lk 1–38.

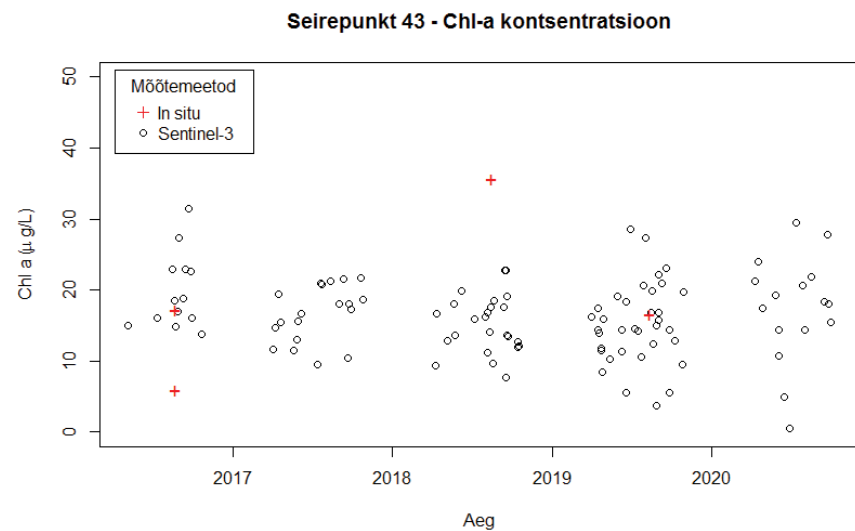
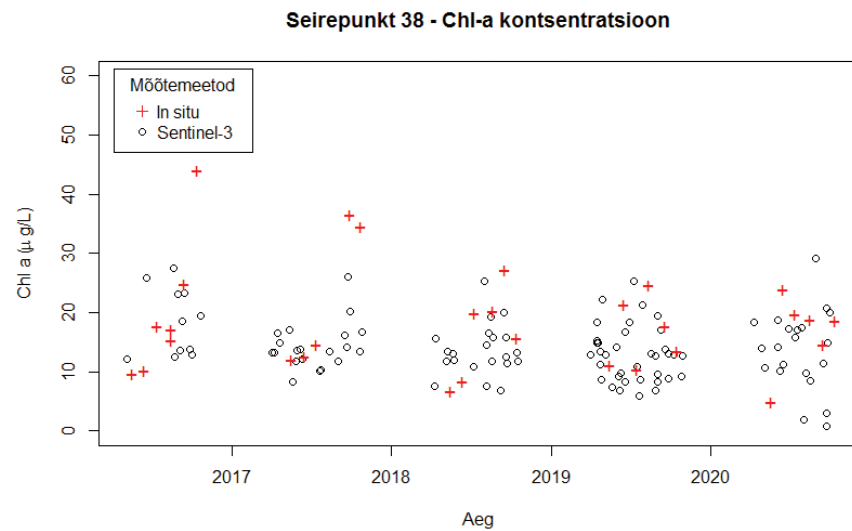
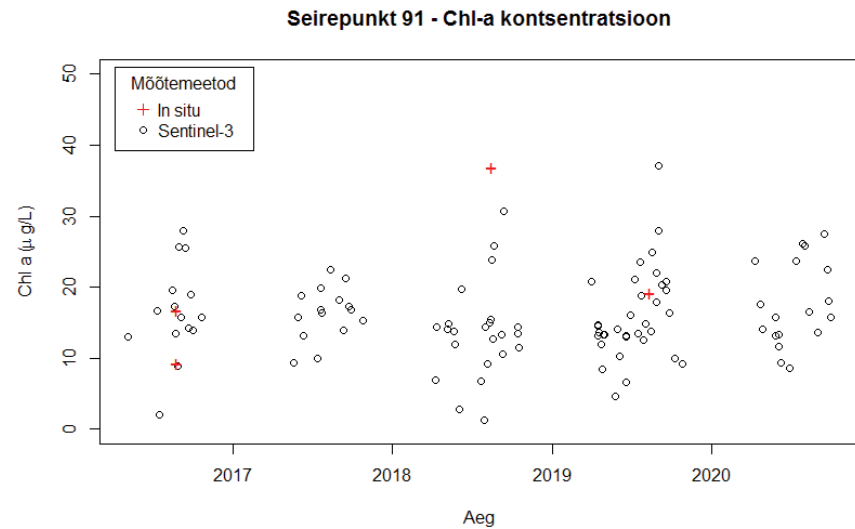
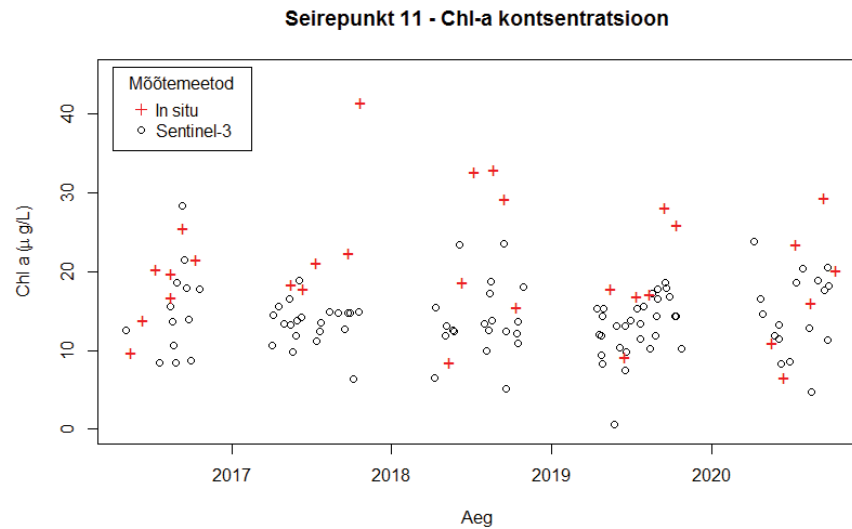
**Verpoorter, C.; Kutser, T.; Tranvik, L. J.** (2012). Automated mapping of water bodies using Landsat multispectraldata. – *Limnology and Oceanography: Methods*. 10, lk 1037–1050.

- WHO. (2003). Guidelines for safe recreational water environments. VOLUME 1: COASTAL AND FRESH WATERS.
- Wickham, H.** (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis* Springer–Verlag, New York, 2016.
- Wickham, H; Bryan, J.** (2019). *readxl: Read Excel Files*. R package version 1.3.1.
- Wynne, T.T.; Stumpf, R.P.; Tomlinson, M.C.; Dyble, J.** (2010). Characterizing a cyanobacterial bloom in western Lake Erie using satellite imagery and meteorological data. – *Limnology and Oceanography*. 55, lk 2025–2036.
- Yacobi, Y. Z.; Köhler, J.; Leunert, F.; Gitelson, Anatoly A.** (2015). Phycocyanin-specific absorption coefficient: Eliminating the effect of chlorophylls absorption. – *Limnology and Oceanography: Methods*. 13, lk 157–168

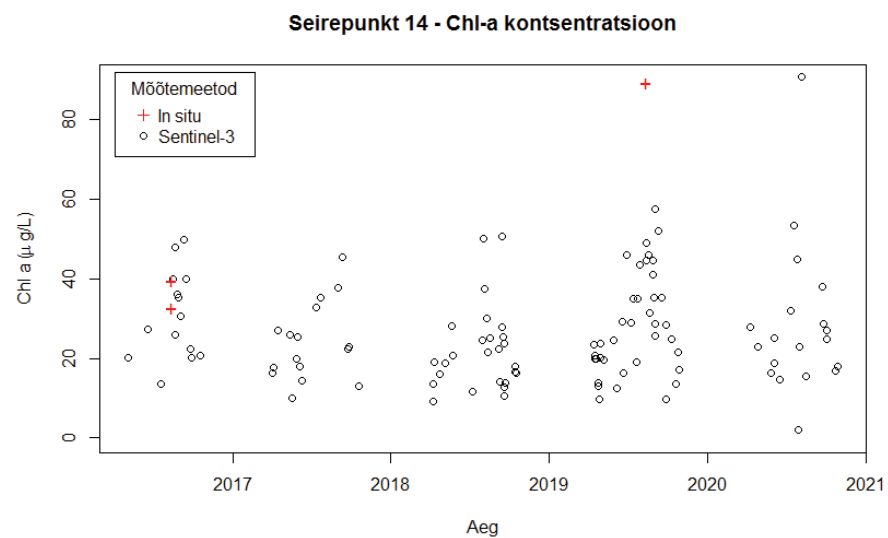
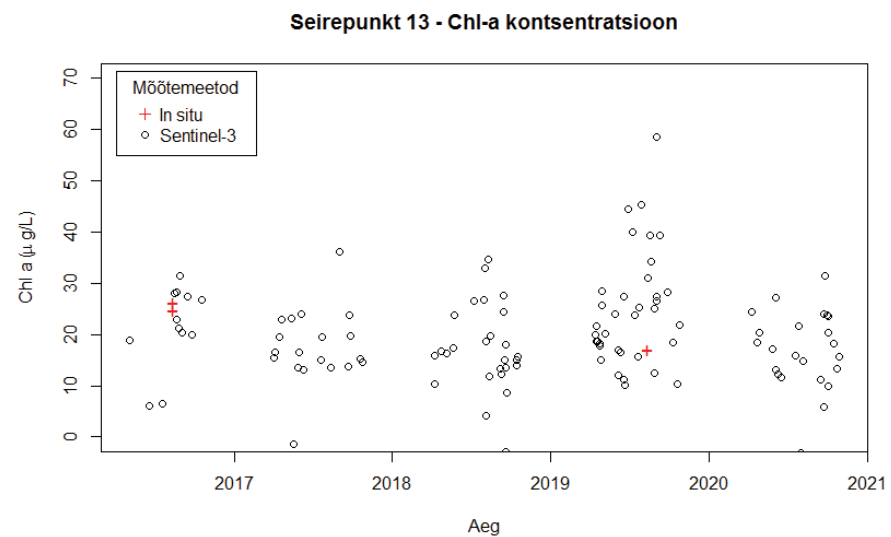
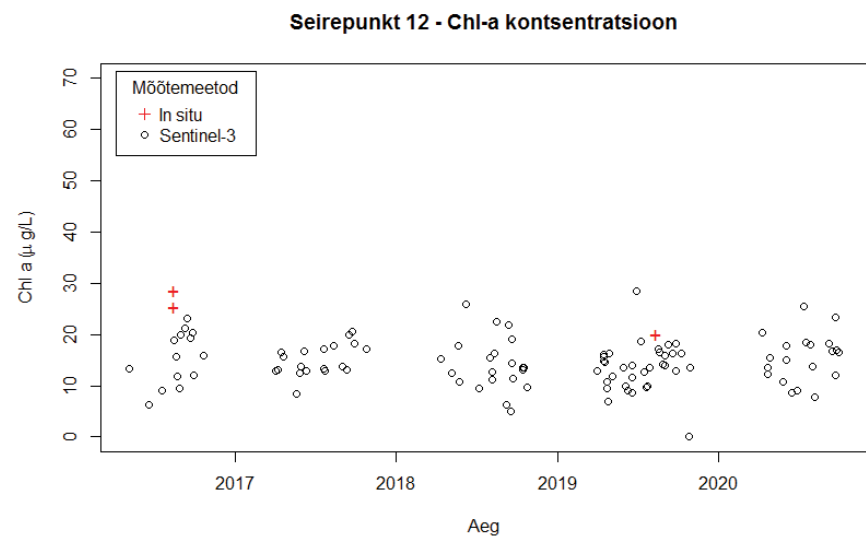
## Lisad



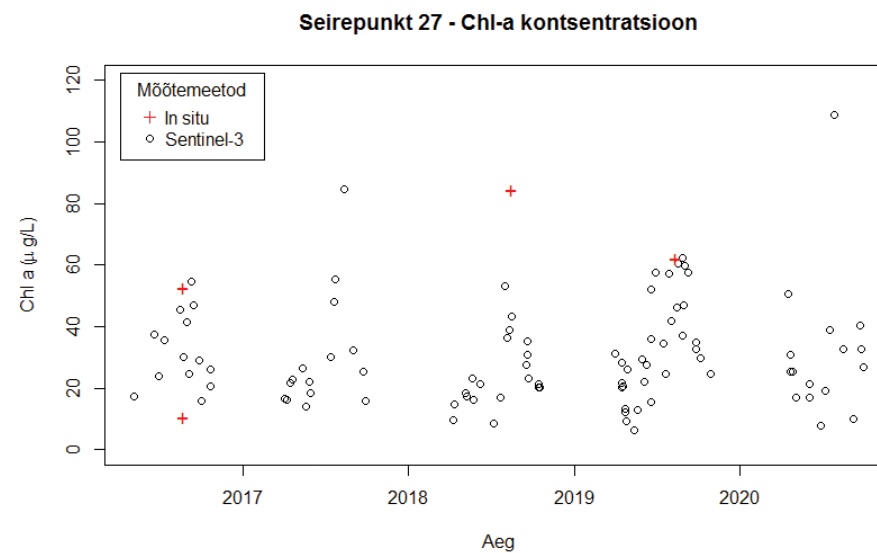
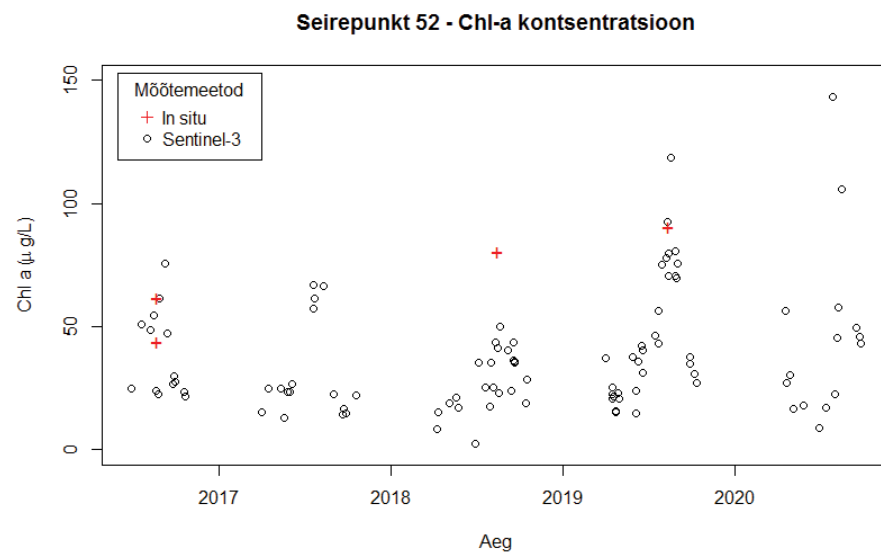
**Joonis L1.** Peipsi järve seirepunktide 2, 5, 4, 10 OLCI ja *in situ* mõõdetud klorofüll a kontsentratsiooni (µg/L) aegread (2016 – 2020).



**Joonis L2.** Peipsi järve seirepunktide 11, 91, 38, 43 OLCI ja *in situ* mõõdetud klorofüll a kontsentratsiooni (µg/L) aegread (2016 – 2020).



**Joonis L3.** Peipsi järve seirepunktide 12, 13, 14 OLCI ja *in situ* mõõdetud klorofüll a kontsentratsiooni (µg/L) aegread (2016 – 2020).



**Joonis L4.** Pihkva järve seirepunktide 52, 27 OLCI ja *in situ* aegread 2016 – 2020.



**Tabel L1.** Fütoplankton kvaliteedinäitajate leidmise valemid Peipsi järve ja Võrtsjärve jaoks (Alikas jt. 2010)

Parameeter	Nimi	Algoritm	Standardhälve	R2	N
Chl <i>a</i>	Peipsi (kõik andmed)	$\text{Chl } \alpha = (10,9 \pm 1,6)\text{MCI} + (15,3 \pm 2,4)$	10,4	0,62	108
	Peipsi (suvi)	$\text{Chl } \alpha = (11 \pm 1,8)\text{MCI} + (14,8 \pm 3)$	11	0,64	82
	Peipsi (N)	$\text{Chl } \alpha = (11,5 \pm 4,9)\text{MCI} + (13,6 \pm 3)$	6,8	0,46	28
	Peipsi (S)	$\text{Chl } \alpha = (13,6 \pm 3,9)\text{MCI}$	21,2	0,80	13
Fütoplantoni biomass (TBM)	Peipsi (kõik andmed)	$\text{TBM} = (5,8 \pm 0,7)\text{MCI} + (5,4 \pm 1,1)$	4,7	0,70	108
	Peipsi (suvi)	$\text{TBM} = (5,8 \pm 0,9)\text{MCI} + (5,3 \pm 1,4)$	5,1	0,70	82
	Peipsi (N)	$\text{TBM} = (5,2 \pm 2,2)\text{MCI} + (5,9 \pm 1,4)$	3,1	0,47	28
	Peipsi (S)	$\text{TBM} = (6,9 \pm 1,8)\text{MCI}$	9,8	0,83	13
Tsüanobakterite biomass (CY)	Peipsi (kõik andmed)	$\text{CY} = (4,9 \pm 0,5)\text{MCI} + (1,5 \pm 0,8)$	3,5	0,75	108
	Peipsi (suvi)	$\text{CY} = (4,6 \pm 0,6)\text{MCI} + (2,3 \pm 1)$	3,8	0,73	82
	Peipsi (N)	$\text{CY} = (4,0 \pm 1,5)\text{MCI} + (3,1 \pm 0,9)$	2,1	0,52	28
	Peipsi (S)	$\text{CY} = (5,5 \pm 1,2)\text{MCI}$	7,3	0,85	13

**Tabel L2.** Peipsi Suurjärve õitsengu parameetrid 15 päeva keskmiste väärtuste põhjal 2019. aastal (juuni-september mediaan).

Aeg	S3 piltide kuupäevad	Pindala (km <sup>2</sup> )	Pindala %	Intensiivsus (Chl-a µg/L)	Tõsidus (µg/L km <sup>2</sup> )
15.04-30.04	18.04–29.04	34,7	1	18,9	656,8
15.05-30.05	20.05–30.05	8,7	0	20,3	177,5
31.05-14.06	05.06–07.06	3,4	0	21,4	72,4
15.06-30.06	18.06–29.06	73,0	3	19,5	1420,5
01.07-15.07	09.07–15.07	271,9	11	19,3	5238,4
16.07-31.07	22.07–26.07	568,3	24	21,3	12122,6
16.08-31.08	18.08–28.08	483,5	20	20,5	9926,6
01.09-16.09	29.08–09.09	1239,8	52	20,0	24841,8
17.09-02.10	27.09–01.10	1833,8	77	20,1	36832,0
03.10-18.10	15.10–16.10	130,4	5	18,6	2428,7

**Tabel L3.** Lämmijärve õitsengu parameetrid 15 päeva keskmiste väärtuste põhjal 2019. aastal (juuni-september mediaan).

Aeg	S3 piltide kuupäevad	Pindala (km <sup>2</sup> )	Pindala %	Intensiivsus (Chl-a µg/L)	Tõsidus (µg/L km <sup>2</sup> )
15.04-30.04	18.04–29.04	0,0	0	0,0	0,0
15.05-30.05	20.05–30.05	0,0	0	0,0	0,0
31.05-14.06	05.06–07.06	0,1	0	36,7	3,5
15.06-30.06	18.06–29.06	42,2	46	41,5	1750,6
01.07-15.07	09.07–15.07	54,4	60	43,5	2363,7
16.07-31.07	22.07–26.07	42,1	46	42,1	1771,7
16.08-31.08	18.08–28.08	89,3	98	52,9	4721,1
01.09-16.09	29.08–09.09	88,6	97	50,8	4499,7
17.09-02.10	27.09–01.10	6,3	7	37,2	233,0
03.10-18.10	15.10–16.10	0,0	0	0,0	0,0

**Tabel L4.** Pihva järve õitsengu parameetrid 15 päeva keskmiste väärtuste põhjal 2019. aastal (juuni-september mediaan).

Aeg	S3 piltide kuupäevad	Pindala (km <sup>2</sup> )	Pindala %	Intensiivsus (Chl-a µg/L)	Tõsidus (µg/L km <sup>2</sup> )
15.04-30.04	18.04–29.04	0,0	0	0,0	0,0
15.05-30.05	20.05–30.05	0,0	0	0,0	0,0
31.05-14.06	05.06–07.06	3,2	0	49,7	161,6
15.06-30.06	18.06–29.06	363,0	52	50,3	18250,4
01.07-15.07	09.07–15.07	159,4	23	53,3	8500,8
16.07-31.07	22.07–26.07	254,3	37	51,4	13068,5
16.08-31.08	18.08–28.08	501,7	72	86,1	43202,6
01.09-16.09	29.08–09.09	498,8	72	68,8	34342,2
17.09-02.10	27.09–01.10	0,0	0	0,0	0,0
03.10-18.10	15.10–16.10	0,0	0	0,0	0,0

**Tabel L5.** Peipsi Suurjärve õitsengu parameetrid 15 päeva keskmiste väärtuste põhjal 2019. aastal (juuli-september mediaan).

Aeg	S3 piltide kuupäevad	Pindala (km <sup>2</sup> )	Pindala %	Intensiivsus (Chl-a µg/L)	Tõsidus (µg/L km <sup>2</sup> )
15.04-30.04	18.04–29.04	10,7	0	22,3	238,7
15.05-30.05	20.05–30.05	5,0	0	23,2	114,6
31.05-14.06	05.06–07.06	2,0	0	22,8	46,1
15.06-30.06	18.06–29.06	32,7	1	22,1	721,8
01.07-15.07	09.07–15.07	112,5	5	21,6	2425,8
16.07-31.07	22.07–26.07	409,0	17	22,6	9252,0
16.08-31.08	18.08–28.08	292,4	12	22,4	6542,1
01.09-16.09	29.08–09.09	685,9	29	21,8	14919,9
17.09-02.10	27.09–01.10	1070,6	45	21,3	22779,5
03.10-18.10	15.10–16.10	19,1	1	20,7	395,7

**Tabel L6.** Lämmijärve õitsengu parameetrid 15 päeva keskmiste väärtuste põhjal 2019. aastal (juuli-september mediaan).

Aeg	S3 piltide kuupäevad	Pindala (km <sup>2</sup> )	Pindala %	Intensiivsus (Chl-a µg/L)	Tõsidus (µg/L km <sup>2</sup> )
15.04-30.04	18.04–29.04	0,0	0	0,0	0,0
15.05-30.05	20.05–30.05	0,0	0	0,0	0,0
31.05-14.06	05.06–07.06	0,0	0	0,0	0,0
15.06-30.06	18.06–29.06	10,7	12	48,2	515,0
01.07-15.07	09.07–15.07	21,1	23	48,1	1017,1
16.07-31.07	22.07–26.07	21,4	23	44,9	958,8
16.08-31.08	18.08–28.08	75,1	83	56,1	4215,1
01.09-16.09	29.08–09.09	77,9	86	51,4	4008,4
17.09-02.10	27.09–01.10	0,1	0	46,0	6,6
03.10-18.10	15.10–16.10	0,0	0	0,0	0,0

**Tabel L7.** Pihkva järve õitsengu parameetrid 15 päeva keskmiste väärtuste põhjal 2019. aastal (juuli-september mediaan).

Aeg	S3 piltide kuupäevad	Pindala (km <sup>2</sup> )	Pindala %	Intensiivsus (Chl-a µg/L)	Tõsidus (µg/L km <sup>2</sup> )
15.04-30.04	18.04–29.04	0,0	0	0,0	0,0
15.05-30.05	20.05–30.05	0,0	0	0,0	0,0
31.05-14.06	05.06–07.06	0,5	0	55,8	26,6
15.06-30.06	18.06–29.06	93,2	18	54,8	5105,6
01.07-15.07	09.07–15.07	90,7	18	56,4	5111,3
16.07-31.07	22.07–26.07	101,5	20	55,7	5653,1
16.08-31.08	18.08–28.08	495,2	98	86,3	42726,8
01.09-16.09	29.08–09.09	493,2	97	69,0	34030,4
17.09-02.10	27.09–01.10	0,0	0	0,0	0,0
03.10-18.10	15.10–16.10	0,0	0	0,0	0,0

**Tabel L8.** Peipsi s.s. õitsengu parameetrid 15 päeva keskmiste väärtuste põhjal 2019. aastal (CY% meetod).

Aeg	S3 piltide kuupäevad	Pindala (km <sup>2</sup> )	Pindala %	Intensiivsus (Chl-a µg/L)	Tõsidus (µg/L km <sup>2</sup> )
15.04-30.04	18.04–29.04	288,0	12	16,4	4731,0
15.05-30.05	20.05–30.05	32,4	1	16,8	544,6
31.05-14.06	05.06–07.06	7,1	0	17,9	126,3
15.06-30.06	18.06–29.06	245,6	10	16,8	4136,6
01.07-15.07	09.07–15.07	699,9	29	17,5	12241,8
16.07-31.07	22.07–26.07	800,2	34	19,9	15894,7
16.08-31.08	18.08–28.08	1123,0	47	17,5	19703,2
01.09-16.09	29.08–09.09	2061,7	87	18,6	38248,7
17.09-02.10	27.09–01.10	2153,3	91	19,7	42498,4
03.10-18.10	15.10–16.10	695,4	29	16,8	11657,9

**Tabel L9.** Lämmijärve õitsengu parameetrid 15 päeva keskmiste väärtuste põhjal 2019. aastal (CY% meetod).

Aeg	S3 piltide kuupäevad	Pindala (km <sup>2</sup> )	Pindala %	Intensiivsus (Chl-a µg/L)	Tõsidus (µg/L km <sup>2</sup> )
15.04-30.04	18.04–29.04	0,5	1	29,3	15,2
15.05-30.05	20.05–30.05	0,1	0	29,4	4,2
31.05-14.06	05.06–07.06	0,2	0	31,5	7,4
15.06-30.06	18.06–29.06	84,6	93	35,6	3013,8
01.07-15.07	09.07–15.07	81,0	89	40,7	3295,8
16.07-31.07	22.07–26.07	66,3	73	38,7	2561,4
16.08-31.08	18.08–28.08	90,9	100	52,4	4766,7
01.09-16.09	29.08–09.09	90,3	99	50,7	4577,5
17.09-02.10	27.09–01.10	69,1	76	31,5	2179,4
03.10-18.10	15.10–16.10	17,3	19	28,3	489,0

**Tabel L10.** Pihkva järve õitsengu parameetrid 15 päeva keskmiste väärtuste põhjal 2019. aastal (CY% meetod).

Aeg	S3 piltide kuupäevad	Pindala (km <sup>2</sup> )	Pindala %	Intensiivsus (Chl-a µg/L)	Tõsidus (µg/L km <sup>2</sup> )
15.04-30.04	18.04–29.04	11,8	2	27,8	327,6
15.05-30.05	20.05–30.05	1,2	0	27,5	34,2
31.05-14.06	05.06–07.06	63,7	13	31,7	2019,0
15.06-30.06	18.06–29.06	506,7	100	48,8	24724,7
01.07-15.07	09.07–15.07	484,3	96	41,5	20076,4
16.07-31.07	22.07–26.07	500,5	99	46,8	23417,4
16.08-31.08	18.08–28.08	506,1	100	85,9	43493,8
01.09-16.09	29.08–09.09	505,5	100	68,8	34754,9
17.09-02.10	27.09–01.10	493,9	97	36,7	18134,1
03.10-18.10	15.10–16.10	321,2	63	30,2	9698,2

**Lihtlitsents lõputöö salvestamiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks  
ning juhendaja(te) kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta**

Mina, Anne-Mai Pall, sünniaeg 20.05.1991

1. annan Eesti Maaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud lõputöö

Sentinel-3/OLCI - kaugseire tugi fütoplanktoni näitajate jaoks EL veepoliitika raamdirektiivi (2000/60/EÜ) rakendamiseks,

mille juhendajad on Krista Alikas jt. ja Kersti Kangro,

1.1. digiarhiivi DSpace lisamiseks ja

1.2. veebikeskkonnas üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Lõputöö autor

*/allkirjastatud digitaalselt/  
allkiri*

Tartu, 23.05.2021

---

**Juhendaja(te) kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta**

Luban lõputöö kaitsmisele.

---

*(juhendaja nimi ja allkiri)*

---

*(kuupäev)*

---

*(juhendaja nimi ja allkiri)*

---

*(kuupäev)*